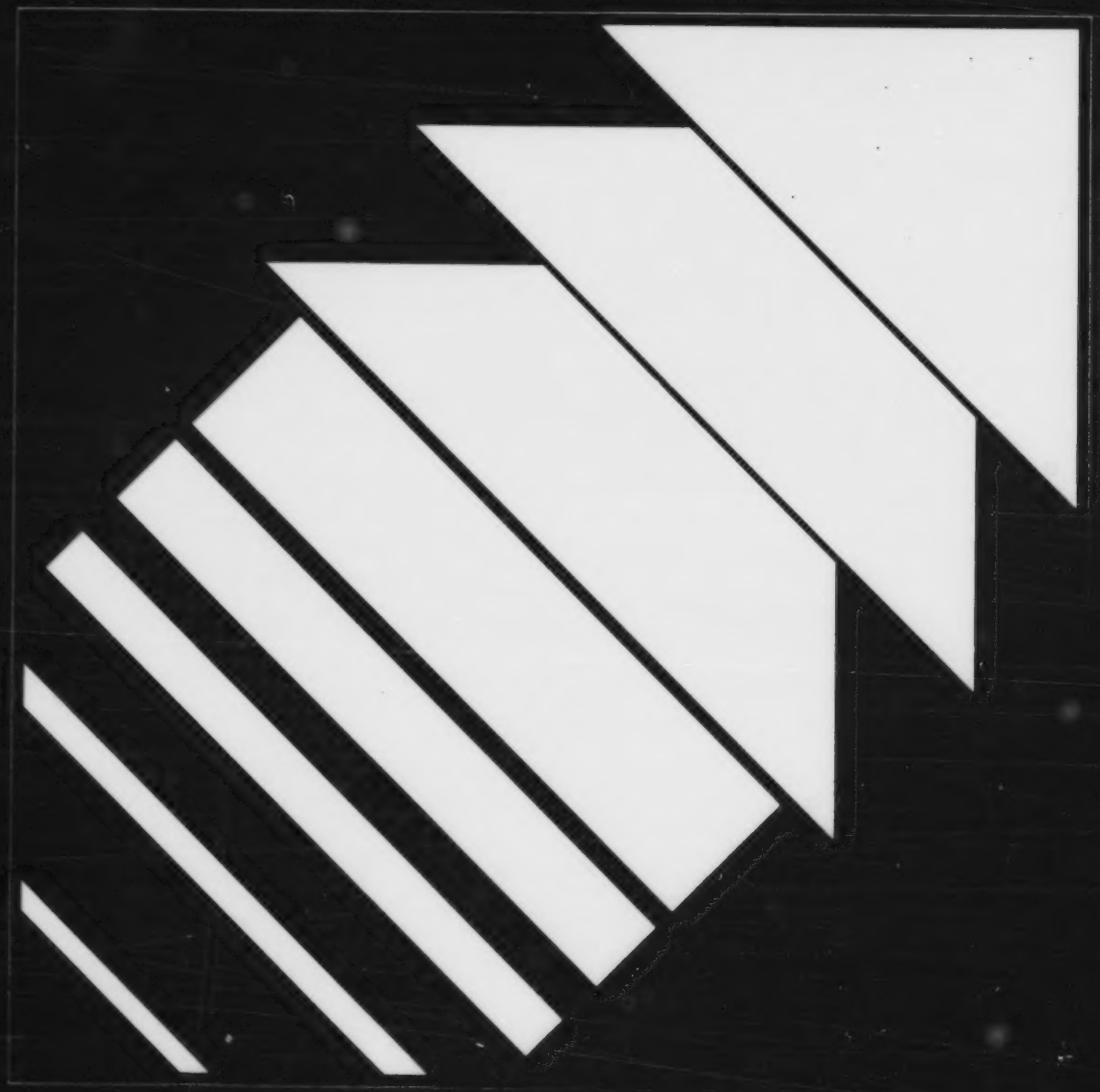
PROGRAMME NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES RÉSIDUS D'URANIUM

ÉCHANTILLONNAGE DES RÉSIDUS D'URANIUM

PNRRU-1F



Canada

86-04129/

ÉCHANTILLONNAGE DES RÉSIDUS D'URANIUM

PAR

Golder Associates: *S. Feenstra, D.W. Reades, J.A. Cherry*

et

SENES Consultants: *D.B. Chambers, G.G. Case, B.G. Ibbotson*

104pp

Programme national de recherche sur les résidus d'uranium

PNRRU-1F

CANMET

Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie

Canada Centre for Mineral and Energy Technology

Échantillonnage des résidus d'uranium

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1986

En vente au Canada par l'entremise de nos

agents libraires agréés
et autres librairies

ou par la poste auprès du:

Centre d'édition du gouvernement du Canada
Approvisionnements et Services Canada
Ottawa (Canada) K1A 0S9

N° de catalogue M39-15/1-1985F
ISBN 0-660-91741-6

au Canada: $6.75
à l'étranger: $8.10

Prix sujet à changement sans préavis

AVANT-PROPOS

Au Canada, environ 130 millions de tonnes de résidus provenant de l'extraction et du broyage de minerai d'uranium gisent à la surface ou près de la surface du sol. Au cours d'audiences publiques ou autres assemblées relatives aux propositions portant sur l'aménagement de nouvelles installations pour la production d'uranium, on a exprimé de l'inquiétude par rapport aux conséquences environnementales futures des résidus. Les organismes régulateurs du gouvernement craignent que les résidus d'uranium n'aient, à long terme, des effets néfastes insoupçonnés à l'heure actuelle sur l'environnement et la santé des travailleurs.

Une étude d'une durée d'une année, effectuée par un groupe d'experts du gouvernement, de l'industrie et des universités, portant sur les problèmes éventuels que pose le contrôle des résidus d'uranium, a incité le gouvernement fédéral à mettre sur pied un programme visant à déterminer la nature et l'envergure des difficultés qui peuvent se présenter. On espère que les résultats obtenus aideront la Commission de contrôle de l'énergie atomique et les organismes régulateurs provinciaux à élaborer des normes concernant l'annulation de projets d'exploitation et l'abandon des résidus d'uranium. À cette fin, le Programme national de recherche sur les résidus d'uranium du CANMET a été subventionné jusqu'à concurrence de 9,5 millions de dollars pour une période de cinq ans.

L'objectif principal que vise le programme est de fournir de l'information scientifique valable afin d'aider les organismes régulateurs du gouvernement à prendre des décisions en toute connaissance et confiance et à établir des normes pour assurer la protection à long terme de l'environnement et de la santé des travailleurs. La banque d'information scientifique comprendra, entre autres, des renseignements sur les processus chimiques et physiques de transformation des constituants des résidus d'uranium et sur leur mouvement à partir des résidus jusque dans la biosphère.

Les activités du Programme national de recherche sur les résidus d'uranium qui sont toutes exécutées par impartition comprennent la recherche sur le processus du comportement et du mouvement des polluants provenant des résidus, l'échantillonnage et les mesures sur le terrain, les analyses chimiques et la modélisation prophétique. La préparation de manuels présentant les résultats des activités de recherche constitue une partie importante du programme.

Le présent manuel a été préparé dans le but de fournir de l'information et des données récentes qui seront utiles à toutes les personnes qui s'intéressent à la réglementation et aux méthodes de travail relatives à la gestion des résidus d'uranium.

W.G. Jeffery
Directeur général
Centre canadien de la technologie
des minéraux et de l'énergie

FOREWORD

There are currently about 130 million tonnes of mine wastes (tailings) produced from the mining and milling of uranium ore that are on, or near, the surface in Canada. At public hearings and other forums held in connection with proposals for new uranium production facilities, concern has been expressed about the impact that these wastes may have on the environment in the future. Government regulatory agencies believe that there may be long-term environmental and health consequences associated with uranium tailings that are not yet fully understood.

As a result of a year-long study, undertaken by a group of experts from government, industry, and the universities, into the possible long-term problems of uranium tailings management, the decision was taken by the Federal Government to launch an R & D program to assist in clarifying the nature and extent of problems that may arise in the future. It is anticipated that the results of such a program will be of use to the Atomic Energy Control Board and to provincial regulatory agencies in the establishment of criteria for the decommissioning and abandonment of uranium tailings. To this end, the National Uranium Tailings Program of CANMET has been funded to the extent of $9.5 million for a period of five years.

The main objective of this Program is to provide a scientifically credible information base that will assist government regulatory agencies in making confident, knowledgeable decisions, and in establishing criteria for the long-term protection of the environment and human health. The scientific information base will, among other things, describe the chemical and physical processes that involve tailings constituents and their movement along pathways from the tailings into the biosphere.

The National Uranium Tailings Program's activities, which have been entirely contracted out, have included research into the processes involved in the behaviour and movement of contaminants from tailings, field sampling and measurements, chemical analyses, and predictive modelling. As an important part of the Program output, manuals have been prepared that incorporate the results of this work.

This manual has been prepared for the purpose of making available up-to-date information and data that will be of interest and practical use to those directly concerned with operational aspects of uranium tailings management and regulation.

W.G. Jeffery
Director General
Canada Centre for Mineral and Energy
Technology

PRÉFACE

Le présent manuel a été préparé dans le cadre du Programme national de recherche sur les résidus d'uranium (PNRRU). Le PNRRU est un programme de recherche financé par le gouvernement fédéral et visant, entre autre, à rassembler des données et des renseignements sur les constituants des résidus d'uranium dans le but de prévoir les probabilités quant aux émissions de contaminants et les conséquences à long terme de celles-ci sur l'environnement. Il est essentiel que tout échantillon recueilli dans le cadre d'un programme de recherche sur le terrain s'inscrivant dans le PNRRU soit prélevé de la façon la plus scientifique et la plus précise possible. Il est aussi important que tout entrepreneur travaillant pour le compte du PNRRU utilise des techniques qui répondent aux normes de qualité requises par le programme. À cette fin, le personnel du PNRRU a commandé le présent manuel, qui fait partie d'une série de manuels, afin qu'un ouvrage de référence acceptable soit disponible. On espère également que ce manuel sera utile à d'autres personnes qui participent à des programmes d'échantillonnage sur le terrain.

REMERCIEMENTS

Comme dans toute entreprise de ce genre, un grand nombre de personnes ont contribué à la publication de ce manuel. J'aimerais remercier le personnel du PNRRU, Victor Haw, Walter Harrison, Grant Feasby et Gilles Tremblay pour leur contribution. Je remercie particulièrement Garry Grove, de l'Institut national de recherche en hydrologie, Environnement Canada, pour son travail. Enfin, j'aimerais remercier Doug Chambers, Glen Case, Bret Ibbotson de SENES Consultants, John Cherry et les deux auteurs principaux, Stan Feenstra et Denys Read de Golder Associates.

Roy John
Chef de projet, Mesures
Programme national de recherche sur les résidus d'uranium

NOTA

La mention d'un produit commercial quelconque ne signifie pas que nous cautionnons ce produit.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS i
FOREWORD iii
PRÉFACE v
Remerciements v

1. INTRODUCTION 1
1.1 But du manuel d'échantillonage 1
1.2 Résidus de mines d'uranium au Canada 1
1.3 Principaux problèmes environnementaux 2
1.4 Références 3

2. DÉFINITION D'UN PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE 4
2.1 Objectifs 4
2.2 Portée 4

3. COLLECTE DE DONNÉES PRÉLIMINAIRE 5

4. RÉSIDUS SOLIDES 7
4.1 Objectifs 7
4.2 Choix des lieux d'échantillonnage 7
4.3 Caractérisation physique 10
4.3.1 Paramètres 10
4.3.2 Méthodes de prélèvement des échantillons 10
4.3.3 Manipulation et conservation des échantillons 14
4.3.4 Méthodes d'analyse en laboratoire 16
4.3.5 Analyse in situ 16
4.4 Caractérisation chimique et minéralogique 19
4.4.1 Paramètres 19
4.4.2 Méthodes de prélèvement des échantillons 20
4.4.3 Manipulation et conservation des échantillons 20
4.4.4 Méthodes d'analyse en laboratoire 20
4.5 Caractérisation radiologique 20
4.5.1 Paramètres 20
4.5.2 Analyse in situ 20
4.5.3 Méthodes de prélèvement des échantillons 21
4.5.4 Manipulation et conservation des échantillons 21
4.5.5 Méthodes d'analyse en laboratoire 23
4.6 Assurance de la qualité pour l'échantillonnage de solides 23
4.7 Coûts du programme 24
4.8 Références 26

5. EAU SUPERFICIELLE ET SUINTEMENT 28
5.1 Objectives 28
5.2 Choix des lieux d'échantillonnage 28
5.3 Eau superficielle 28
5.3.1 Mesures d'écoulement 28
5.3.2 Échantillonnage chimique 29
5.3.2.1 Paramètres 29
5.3.2.2 Méthodes de prélèvement des échantillons 29
5.3.2.3 Manipulation et conservation des échantillons 31
5.3.2.4 Méthodes d'analyse 33
5.4 Suintement 33
5.4.1 Mesures de l'écoulement 33
5.4.2 Échantillonnage chimique 34
5.4.2.1 Paramètres 34
5.4.2.2 Méthodes de prélèvement des échantillons 34
5.4.2.3 Manipulation et conservation des échantillons 34
5.4.2.4 Méthodes d'analyse 35

5.5 Assurance de la qualité pour l'échantillonnage de l'eau 36
5.5.1 Enregistrement des données de terrain 36
5.5.2 Contrôle de la qualité pour le prélèvement d'échantillons 36
5.5.3 Évaluation indépendante de la fiabilité des données 37
5.6 Coûts du programme 39
5.7 Références 39

6. EAU INTERSTITIELLE DANS LES RÉSIDUS 41
6.1 Objectifs 41
6.2 Choix des lieux d'échantillonnage 41
6.3 Construction et installation d'un piézomètre 41
6.4 Mesure de la charge hydraulique 46
6.5 Mesure de la conductivité hydraulique 46
6.6 Échantillonnage de l'eau interstitielle 52
6.6.1 Paramètres 52
6.6.2 Méthodes de prélèvement des échantillons 52
6.6.3 Manipulation et conservation des échantillons 59
6.6.4 Méthodes d'analyse 59
6.7 Assurance de la qualité pour l'échantillonnage de l'eau interstitielle 60
6.8 Coûts du programme 60
6.9 Références 62

7. POUSSIÈRE SOUFFLÉE PAR LE VENT ET RADON 63
7.1 Objectifs 63
7.2 Choix des lieux d'échantillonnage 63
7.3 Poussière soufflée par le vent 65
7.3.1 Paramètres 65
7.3.2 Méthodes de prélèvement des échantillons 66
7.3.3 Méthodes d'analyse 67
7.4 Radon 68
7.4.1 Paramètres 68
7.4.2 Mesure du taux d'émanation de radon 68
7.4.3 Mesure de la concentration en radon in situ 69
7.4.4 Monitorage de l'air ambiant 69
7.5 Assurance de la qualité 70
7.6 Coûts du programme 70
7.7 Références 72

8. ÉTUDE DE CAS — PROGRAMMES D'ÉCHANTILLONNAGE AUX MINES DENISON À ELLIOT LAKE (ONTARIO) 73
8.1 Introduction 73
8.2 Décharge de résidus de Williams Lake 73
8.2.1 Introduction 73
8.2.2 Échantillonnage des résidus solides 75
8.2.3 Échantillonnage de l'eau de ruissellement 78
8.2.4 Installation de piézomètres 79
8.2.5 Échantillonnage de l'eau interstitielle 81
8.2.6 Poussière soufflée par le vent et radon 82
8.3 Décharge de résidus de Long Lake 85
8.3.1 Introduction 85
8.3.2 Propriétés physiques des résidus 85
8.3.3 Échantillonnage des résidus déversés, de l'eau de décantation et de l'eau de suintement 87
8.3.4 Échantillonnage de l'eau interstitielle 87
8.3.5 Poussière soufflée par le vent et radon 88
8.4 Sommaire 91
8.5 Références 92

ANNEXE A — Chaînes de désintégration de l'uranium-238 et du Thorium-232 93

TABLEAUX

Nº		
3.1	Types et sources de données de base	5
4.1	Paramètres pour la caractérisation physique des résidus solides	10
4.2	Techniques d'échantillonnage des résidus solides	12
4.3	Méthodes de détermination in situ de paramètres physiques des résidus solides	16
4.4	Analyses par la caractérisation chimique et minéralogique des résidus solides	19
4.5	Paramètres pour la caractérisation radiologiqu des résidus solides	21
4.6	Analyse des radionucléides dans les résidus en fonction de la granulométrie	22
5.1	Paramètres clés pour l'échantillonnage de l'eau	30
5.2	Manipulation et conservation des échantillons d'eau	31
5.3	Relations empiriques entre la conductance électrique (CE) et la somme ionique (B)	39
6.1	Types de piézomètres pour la mesure de la charge hydraulique et le prélèvement d'eau interstitielle	43
6.2	Techniques de mesure de la conductivité hydraulique	49
6.3	Méthodes de prélèvement des échantillons d'eau interstitielle	53
8.1	Résumé des analyses chimiques des résidus solides	75
8.2	Exemple de résultats de l'échantillonnage de l'eau superficielle — décharge de résidus de Williams Lake — Stn D-3 en aval de la décharge et de l'usine de traitement — 1981	80
8.3	Résultats des mesures de concentration des particules en suspension décharge de Williams Lake et autres décharges inactives	80
8.4	Analyses radiologiques — Échantillons de particules en suspension recueillis près de décharges de résidus inactives	84
8.5	Résumé des données sur les chutes de poussière totales dans la région d'Elliot Lake entre 1976 et 1980	84
8.6	Uranium et radium-226 dans les chutes de poussière pendant la période 1976-1978	84
8.7	Mesures de la concentration ambiante en radon dans les décharges de résidus inactives	85
8.8	Résidus déversés dans le décharge de Long Lake exemples de résultats — 1982	88
8.9	Exemples de résultats d'échantillonnage de l'eau superficielle — Eau de décantation dans la décharge de résidus de Long Lake	89
8.10	Résultats des mesures de concentration de particules en suspension dans les réserves actives de résidus	90
8.11	Analyses des radionucléides dans les échantillons de particules en suspension recueillis près des décharges actives	90
8.12	Données sur les chutes de poussière totales recueillies dans la décharge de Long Lake par Denison Mines Limited	91
8.13	Mesures de la concentration ambiante en radon dans les décharges actives	91

FIGURES

Nº		
1.1	Problèmes environnementaux potentiels dans les décharges de résidus d'uranium	2
4.1	Exemple du choix de lieux d'échantillonnage dans une décharge de résidus	9
4.2	Équipement de carottage manuel avec tube à parois minces	11
4.3	Carottier par gravité Benthos pour le carottage de résidus submergés	14
4.4	Carottier fendu. Un piège à sable peut être nécessaire pour des résidus sans cohésion	14
4.5	Fonctionnement d'un carottier à tube Shelby à parois minces	15
4.6	Fonctionnement d'un carottier à piston fixe avec tube à parois minces	15
4.7	Arête coupante d'un carottier à tube à parois minces	15
4.8	Équipement classique d'analyse nucléaire de l'humidité in situ	17
4.9	Équipement d'essai au scissomètre pour la détermination de la résistance au cisaillement in situ	18
4.10	Exemple de fiche de sondage	25
5.1	Exemple d'un petit déversoir en V en contre-plaqué	29
5.2	Exemple d'échantillonnage d'eau pour le prélèvement d'échantillons à des profondeurs spécifiques (Kemmerer)	30
5.3	Appareils portatifs classiques de mesure du pH et de la conductance électrique	32
5.4	Appareils de mesure du suintement pour la détermination du taux de déversement des eaux souterraines dans les eaux superficielles	34
5.5	Installation d'un mini-piézomètre dans le lit d'un cours d'eau ou d'un lac	35
5.6	Exemple de fiche d'échantillonnage d'eau superficielle complétée pour un échantillon typique dans une décharge de résidus	38
6.1	Puits d'observation classique	44
6.2	Piézomètre à pointe filtrante de grand diamètre et méthode d'installation manuelle	44
6.3	Piézomètre à pointe filtrante de petit diamètre et méthode d'installation à l'aide d'une tour de forage	45
6.4	Piézomètre multiprofondeur	45
6.5	Échantillonneur d'eau actionné par un gaz sous pression	46
6.6	Tensiomètre pour la mesure de la charge hydraulique dans la zone non saturée	47
6.7	Essai de réactivité en puits unique et détermination de la conductivité horizontale (Kh)	50
6.8	Essai par pompage et détermination de la conductivité hydraulique	51
6.9	Perméamètre pour la détermination en laboratoire de la conductivité hydraulique	52
6.10	Tube à clapet pour le prélèvement d'eau dans les puits et les piézomètres	54
6.11	Échantillonneur à seringue pour le prélèvement d'eau dans les puits et les piézomètres	54
6.12	Exemple de pompe aspirante pour le prélèvement d'échantillons	55
6.13	Dispositif à émulsion d'air pour le prélèvement d'eau dans les puits et les piézomètres	56
6.14	Choix du type de piézomètre et de la méthode d'échantillonnage de l'eau interstitielle	57
6.15	Lysimètre à aspiration pour l'échantillonnage de l'eau interstitielle au-dessus de la nappe phréatique	58
6.16	Dispositif de compression des carottes de résidus pour le prélèvement d'eau interstitielle dans les échantillons de résidus	58

6.17 Porte-filtre de 142 mm pour la filtration des échantillons d'eau interstitielle 60
6.18 Exemple de fiche d'échantillonnage des eaux souterraines complétée pour un échantillon typique 61
7.1 Choix des lieux d'échantillonnage pour la poussière soufflée par le vent 64
7.2 Choix des lieux d'échantillonnage pour la poussière soufflée par le vent en tenant compte de l'utilisation des sols 65
7.3 Échantillonneur d'air à grand débit pour la détermination de la concentration en particules en suspension 66
7.4 Échantillonneur de chute de poussière 67
7.5 Appareil de mesure du taux d'émanation de radon à la surface des résidus 69
7.6 Exemple de fiche d'échantillonnage de l'air avec un échantillonneur à grand débit complétée pour une période d'échantillonnage typique 71
8.1 Emplacement des décharges de résidus des mines Denison 74
8.2 Décharges de résidus de Williams Lake et de Long Lake 76
8.3 Exemple de stratigraphie et de chimie des résidus solides — Williams Lake 77
8.4 Composition chimique des résidus solides en fonction de la taille des grains — Williams Lake 78
8.5 Exemple de réseau de piézomètres dans la décharge de Williams Lake 79
8.6 Profil vertical de la charge hydraulique — Williams Lake 82
8.7 Profil vertical de la chimie de l'eau interstitielle — Williams Lake 83
8.8 Profils de la teneur en eau, de la masse volumique et de la résistance au cisaillement in situ — Long Lake 86

1. INTRODUCTION

1.1 But du manuel d'échantillonnage

Le but du présent manuel est de décrire les méthodes d'échantillonnage garantissant que les mesures géotechniques, hydrogéologiques, géochimiques ainsi que les mesures de la qualité de l'air dans les décharges canadiennes de résidus d'uranium répondent à des normes uniformes de haute qualité. Deux principaux facteurs compliquent le choix et la mise en application des méthodes d'échantillonnage appropriées pour de telles mesures dans les décharges de résidus d'uranium.

Premièrement, les résidus de mines d'uranium et les effluents sont très différents physiquement et chimiquement des sols et des eaux naturels. Par conséquent, un grand nombre de méthodes classiques de prélèvement et d'analyse des sols et des eaux naturels ne s'appliquent pas directement aux résidus. Deuxièmement, la nature physique et chimique des résidus d'uranium est essentiellement variable. La composition du minerai, la méthode de concentration, la manière dont les résidus sont déposés et le traitement des effluents varient beaucoup et sont étroitement liés au site. Par conséquent, la définition et l'application de programmes d'échantillonnage dans les décharges de résidus d'uranium nécessitent une évaluation considérable, et souvent de l'innovation, pour garantir qu'on utilise les méthodes d'échantillonnage et d'analyse les plus appropriées et que le programme est assez souple pour tenir compte des caractéristiques particulières du site.

Les chapitres suivants décrivent l'objectif et la portée d'un programme d'échantillonnage, la collecte préliminaire de données et les méthodes d'échantillonnage des résidus solides, des eaux superficielles et de suintement, de l'eau interstitielle dans les résidus, de la poussière soufflée par le vent et du radon.

1.2 Résidus de mines d'uranium au Canada

Les opérations d'extraction et de concentration de l'uranium ont commencé dans les Territoires du Nord-Ouest en 1943 et elles se sont poursuivies en Ontario et au nord de la Saskatchewan depuis le milieu des années cinquante. Depuis lors, 19 opérations d'extraction de l'uranium ont produit environ 126 millions de tonnes de résidus. De ce total, environ 117 millions de tonnes ont été déposées dans diverses décharges à ciel ouvert couvrant un total de 635 ha, le reste ayant été déposé au fond de lacs ou utilisé comme terre de remblayage dans des mines. La majeure partie des résidus de mines d'uranium, 81 p. 100 (102 millions de tonnes) se trouve dans la région d'Elliot Lake en Ontario. Environ 14 p. 100 (18 millions de tonnes) se trouvent au nord de la Saskatchewan et 5 p. 100 (6 millions de tonnes) dans la région de Bancroft en Ontario.

Environ 34 p. 100, ou 43 millions de tonnes, de la quantité totale de résidus se trouvent dans des décharges inactives ou hors service qui ne reçoivent plus de résidus. La majorité de ces décharges ont été exploitées entre le milieu des années 50 et le milieu des années 60 et sont depuis inactives. Les 66 p. 100 restants, ou 83 millions de tonnes de résidus, se trouvent dans des décharges actives qui reçoivent actuellement des résidus. À l'exception de l'exploitation de Beaverlodge d'Eldorado Nucléaire Limitée (maintenant Ressources Eldorado Ltée) qui utilisait un procédé de lixiviation alcaline, toutes les opérations d'extraction de l'uranium à partir du minerai se faisaient avec un procédé de lixiviation acide. À l'heure actuelle, sept mines sont exploitées dans la région d'Elliot Lake et au nord de la Saskatchewan. Elles produisent environ 7 millions de tonnes de résidus par an.

Les diverses décharges actives et inactives en Ontario et au nord de la Saskatchewan sont très différentes par leur taille, leur âge, le type d'aménagement du site et la composition des résidus. Il y a aussi des différences régionales dans le climat et la physiographie. Ces variations imposent des considérations spécifiques pour la conception détaillée et l'application de programmes d'échantillonnage dans chaque décharge de résidus.

La taille des décharges de résidus d'uranium au Canada varie de la petite décharge inactive Dyno à Bancroft qui couvre 4 ha et contient seulement 0,36 millions de tonnes de résidus, à la décharge active de Long Lake à Elliot Lake qui couvre 125 ha et contient 40 millions de tonnes de résidus. La décharge Nordic à Elliot Lake est actuellement la plus grande décharge inactive. Elle couvre 107 ha et contient 10,9 millions de tonnes de résidus.

L'âge des diverses décharges de résidus varie aussi considérablement. Par exemple, la décharge Dyno a été exploitée seulement pendant une courte période de 1958 à 1960 alors que la décharge de Long Lake a été exploitée continuellement depuis 1959. L'exploitation de la décharge de Rabbit Lake au nord de la Saskatchewan n'a pas commencé avant 1975. La grande diversité de tailles et d'âges des décharges de résidus d'uranium conduit naturellement à des différences dans la conception de la décharge, les méthodes de déversement des résidus et les procédés de concentration sur les différents sites. L'importance spécifique de ces différences en ce qui concerne la conception de programmes d'échantillonnage sera décrite dans les sections suivantes, lorsqu'on examinera les différents éléments d'un programme d'échantillonnage.

On observe une variation considérable dans la composition chimique et minéralogique des résidus en raison de différences dans le minerai provenant des différentes mines et dans les procédés de concentration et de traitement. Les gisements de la région d'Elliot Lake

sont importants, de qualité relativement basse, l'uranium et le thorium se trouvant dans la brannerite, l'uraninite et la monazite. Le principal minéral métallique accessoire dans les minerais d'Elliot Lake est la pyrite (sulfure de fer). Par contre, les gisements du nord de la Saskatchewan récemment mis en exploitation sont en général petits et de haute qualité. Dans ces gisements, le minerai uranifère est la pechblende et il y a peu de thorium. En général, ces gisements contiennent des quantités non négligeables de minéraux métalliques accessoires comme la gersdorffite (sulfure de nickel et d'arsenic), la cobaltite (sulfure de cobalt et d'arsenic) et la millerite (sulfure de nickel). Ces minéraux accessoires peuvent avoir un effet considérable sur la composition chimique des résidus. L'importance spécifique des différences dans la composition des résidus en ce qui concerne la conception de programmes d'échantillonnage sera décrite lorsqu'on examinera les différents éléments du programme d'échantillonnage.

1.3 Principaux problèmes environnementaux

Les principaux problèmes environnementaux associés aux décharges de résidus d'uranium sont liés au passage possible de composants chimiques ou radioactifs des décharges de résidus dans l'environnement. Les principaux modes de dispersion des composants chimiques ou radioactifs à partir d'une décharge de résidus sont illustrés à la figure 1.1. Ces modes de dispersion sont les suivants:

- — ruissellement superficiel à partir de la décharge de résidus;
- — suintement localisé à partir de la masse de résidus dans l'eau superficielle environnante;
- — exfiltration de l'eau interstitielle des résidus dans le système d'eau souterraine sous-jacent;
- — dispersion de résidus sous forme de poussière soufflée par le vent;
- — émanation de radon à partir des résidus dans l'atmosphère.

Dans le présent rapport, le suintement réfère à l'eau interstitielle qui sort des résidus et s'écoule dans les eaux superficielles dans les environs immédiats de la décharge. L'exfiltration réfère à l'eau interstitielle qui sort des résidus et pénètre dans le système d'eau souterraine situé sous la décharge.

En raison des variations considérables dans les différentes décharges de résidus, toute combinaison de ces mécanismes peut s'appliquer à une décharge particulière. Voici des exemples de diverses décharges d'uranium dans lesquelles on a évalué ces mécanismes.

Ruissellement superficiel

Le ruissellement superficiel et l'érosion dans la décharge inactive Gunnar au nord de la Saskatchewan ont entraîné une augmentation des concentrations en solides en suspension totaux, en solides dissous totaux et en divers radionucléides dans la baie Langley (Swanson et Abouguendia, 1981). En conséquence, il y a bioconcentration de radionucléides dans la biote aquatique de la baie Langley.

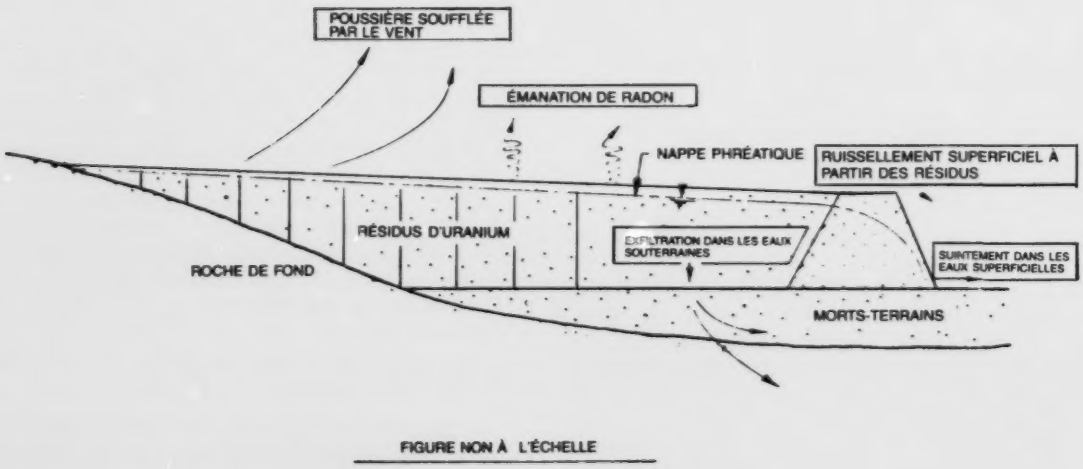


Fig. 1.1 — Problèmes environnementaux potentiels dans les décharges de résidus d'uranium

Suintement

Le suintement localisé d'eau contaminée à partir des résidus dans les eaux superficielles a été étudié dans la décharge inactive Stanrock à Elliot Lake, à travers les barrages perméables (Feenstra et coll., 1981). La composition chimique de l'eau suintant à travers les barrages a été fortement influencée par l'oxydation de la pyrite dans les résidus. Ce suintement se caractérise par un faible pH (2-3) et de grandes concentrations en fer et en sulfates (jusqu'à 2 000 mg/L et 6 000 mg/L respectivement). Les eaux suintant de la décharge Stanrock sont actuellement recueillies et traitées avant d'être éliminées.

Exfiltration

L'exfiltration d'eau contaminée à partir des résidus dans le système d'eau souterraine sous-jacent a été étudiée à la décharge inactive Nordic à Elliot Lake (Cherry et coll., 1980; Morin et coll., 1982). La composition chimique de l'eau interstitielle a été fortement influencée par l'oxydation de la pyrite dans les résidus. Ces eaux se sont déplacées vers un aquifère sableux sous-jacent. L'exfiltration de l'eau interstitielle des résidus dans les eaux souterraines s'est traduite par un panache étendu de contaminants dans l'aquifère, caractérisé par des concentrations élevées en fer et en sulfates (500 mg/L et 3 000 mg/L respectivement), qui se déplace à la vitesse des eaux souterraines. De plus, il existe un panache intérieur, plus petit, plus contaminé, caractérisé par un faible pH (<4) et des concentrations élevées en métaux lourds, en radium-226, en fer et en sulfates (plusieurs mg/L, 4,5 Bq/L, 5 000 mg/L et 12 000 mg/L respectivement). Ce panache se déplace cependant à une vitesse inférieure à 1 p. 100 de la vitesse des eaux souterraines, en raison de l'atténuation chimique dans l'aquifère.

Poussière soufflée par le vent

Environ 16 p. 100 des mesures de particules en suspension effectuées dans la décharge inactive Stanrock à Elliot Lake entre juin et septembre 1977 (James F. MacLaren Ltd., 1978) dépassaient le critère de qualité de l'air d'Environnement Canada en ce qui concerne les matières particulaires en suspension recueillies pendant 24 heures (120 $\mu g/m^3$) dans les stations situées au voisinage immédiat (à moins de 100 m) de la décharge.

Émanation de radon

Des mesures du taux d'émanation de radon à la décharge inactive Nordic à Elliot Lake variaient de 4,5 à 14,5 $Bq/m^2/s$ (James F. MacLaren Ltd., 1978). Ces taux d'émanation de radon sont environ cent fois plus élevés que les taux d'émanation naturelle dans la région d'Elliot Lake.

1.4 RÉFÉRENCES

Cherry, J.A., Blackport, R.J., Dubrovsky, N., Gillham, R.W., Lim, T.P., Murray, D., Reardon, E.J. et Smyth, D.J.A. (1980). "Subsurface hydrology and geochemical evolution of inactive pyritic tailings in the Elliot Lake Uranium District, Canada". Symposium on Uranium Mill Tailings Management, pp. 535-585, 1980.

Feenstra, S., Blair, R.D., Cherry, J.A., Chakravatti, J.L. et La Rocque, E. (1981). "Hydrogeochemical investigations of two inactive tailings areas in the Elliot Lake Uranium District, Ontario, Canada". Compte rendu du Fourth Symposium on Uranium Mill Tailings Management, pp. 367-389, 1981.

James F. MacLaren Limited (1978). Environmental Assessment of the Proposed Elliot Lake Uranium Mines Expansion, vol. 4 — Évaluation environnementale.

Morin, K.A., Cherry, J.A., Lim, T.P. et Vivyurka, A.J. (1982). "Contaminant migration in a sand aquifer near an inactive uranium tailings impoundment, Elliot Lake, Ontario". Canadian Geotechnical Journal, vol. 19, nº 1, pp. 49-62.

Swanson, S. et Abouguendia, Z. (1981). "The problem of abandoned uranium tailings in northern Saskatchewan: an overview". Saskatchewan Research Council Publication nº 81, C-805-48-C-81.

2. DÉFINITION D'UN PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE

2.1 Objectifs

L'objectif global d'un programme d'échantillonnage dans une décharge de résidus d'uranium est de caractériser efficacement les éléments appropriés de l'environnement physique et chimique dans la décharge et ses environs. On peut effectuer cette caractérisation pour vérifier que les règlements relatifs aux incidences environnementales potentielles de la décharge sont respectés. Les résultats peuvent aussi servir de base pour l'élaboration de mesures correctives ou de programmes d'épuration, ou ils peuvent contribuer à la recherche fondamentale sur les résidus d'uranium. Les éléments importants de l'environnement physique et chimique de la décharge de résidus sont les suivants:

— caractéristiques physiques, chimiques, minéralogiques et radiologiques des résidus solides;

— caractéristiques chimiques et radiologiques de l'eau interstitielle;

— caractéristiques physiques, chimiques et radiologiques de l'eau superficielle s'écoulant de la décharge et de l'eau suintant de la décharge;

— conditions hydrogéologiques dans la décharge et ses environs et caractéristiques de l'eau exfiltrée des résidus;

— qualité de l'air et conditions météorologiques au-dessus de la décharge et dans les environs immédiats.

Les résidus solides et l'eau interstitielle sont les sources de contamination chimique et radiologique potentielles et, comme on l'a vu à la section 1.3, les mécanismes possibles de dispersion des contaminants à partir de la décharge sont le ruissellement superficiel, le suintement, l'exfiltration, la poussière soufflée par le vent et l'émanation de radon.

2.2 Portée

La portée globale d'un programme d'échantillonnage dans une décharge de résidus d'uranium, ou le niveau d'efforts consacrés à ce programme, dépend en premier lieu du but du programme d'échantillonnage. Les programmes d'échantillonnage s'inscrivant dans le cadre d'une recherche fondamentale sur les résidus ou visant à servir de base pour l'élaboration de mesures correctives ou de programmes d'épuration risquent d'être en général plus détaillés et exhaustifs que les programmes d'échantillonnage destinés à vérifier que les règlements soient respectés.

Comme on l'a vu précédemment, les caractéristiques des décharges de résidus d'uranium et la nature des problèmes environnementaux varient considérablement et, par conséquent, les programmes d'échantillonnage doivent généralement être conçus en fonction du site. La portée des différents éléments d'un programme d'échantillonnage dépendra de la nature et de la complexité de l'environnement physique et chimique dans la décharge et aux alentours, ainsi que de la nature et de la gravité des problèmes environnementaux potentiels. Par exemple, si on veut caractériser une décharge dans laquelle les résidus proviennent de divers endroits autour de la décharge, on aura probablement besoin d'un échantillonnage plus détaillé que dans le cas d'une décharge dans laquelle les résidus proviennent d'un seul endroit. De la même façon, dans le cas d'une décharge partiellement submergée ou recouverte de végétation, on insistera moins sur la poussière soulevée par le vent que dans le cas d'une décharge sèche sans végétation.

On trouvera plus de détails sur la portée d'un programme d'échantillonnage dans les chapitres suivants consacrés aux différents éléments du programme.

3. COLLECTE DE DONNÉES PRÉLIMINAIRE

La première étape dans l'élaboration et la mise en application d'un programme d'échantillonnage consiste à recueillir toutes les données applicables relatives à la décharge de résidus d'uranium. Ces données concernent les aspects physiques, chimiques, hydrologiques, météorologiques ainsi que l'exploitation de la décharge. On peut les obtenir de diverses sources: dossiers de la mine et des installations de concentration, dossiers personnels, photographies aériennes et dossiers gouvernementaux. Les diverses sources possibles pour ces données de base sont résumées au tableau 3.1.

Tableau 3.1 — Types et sources de données de base

Type	Source
1. Données physiques et chimiques	
(a) Topographie actuelle de la décharge et des environs	Dossiers de la mine Cartes du gouvernement Photographies aériennes récentes
(b) Topographie au-dessous de la zone de décharge	Dossiers de la mine Cartes du gouvernement Anciennes photographies aériennes
(c) Conditions géologiques locales et régionales des morts-terrains et de la roche de fond	Dossiers de la mine Forage d'exploitation et cartes Cartes du gouvernement
(d) Composition chimique et minéralogique du minerai.	Dossiers de la mine Publications
2. Données hydrologiques	
(a) Données hydrologiques locales et régionales sur les modes de drainage, les débits des cours d'eau, l'écoulement, les niveaux des lacs, les précipitations, l'évapotranspiration, la qualité de l'eau	Dossiers du gouvernement Dossiers de la mine
(b) Données hydrogéologiques locales et régionales sur les niveaux, la qualité et les utilisations des eaux souterraines.	Dossiers du gouvernement Forage d'exploitation Dossiers de la mine
3. Données météorologiques	
(a) Données climatiques sur la température, la vitesse et la direction du vent	Dossiers du gouvernement Dossiers de la mine
(b) Qualité de l'air et chute de poussière.	Dossiers du gouvernement Dossiers de la mine
4. Exploitation	
(a) Procédés d'extraction et de concentration actuels et anciens. En particulier: qualité du minerai, réactifs utilisés, taux de production, traitement des effluents.	Dossiers de la mine Personnel de la mine actuel et ancien
(b) Historique des dépôts de résidus. En particulier: emplacement des déversements, déversements accidentels, revégétation, traitement de la surface	Dossiers de la mine Personnel de la mine actuel et ancien Anciennes photographies aériennes
(c) Caractéristiques physiques et chimiques des résidus déversés et des produits de décantation.	Dossiers de la mine Dossiers du gouvernement Personnel de la mine actuel et ancien.

Ces données sont utilisées pour l'élaboration d'un programme d'échantillonnage et l'évaluation des résultats d'un tel programme. Par exemple, les dossiers de la mine ne contiennent généralement pas d'information sur les dépôts effectués dans la décharge dans les années cinquante. En l'absence de données de ce genre, il peut être utile d'organiser des entrevues avec l'ancien personnel de la mine et d'examiner d'anciennes photographies aériennes. Les données sur les emplacements des déversements de résidus et, par conséquent, sur les limites approximatives des zones de résidus à grains grossiers et à grains fins sont utiles pour le choix des lieux des méthodes d'échantillonnage.

À l'heure actuelle, le CANMET subventionne l'élaboration d'une base de données informatisée sur les résidus d'uranium. La base de données s'appellera "CANUT" et inclura des données sur l'histoire de l'exploitation ainsi que des résultats d'échantillonnage hydrologique, pédologique et biologique dans les décharges de résidus d'uranium au Canada. Une fois mise sur pied, cette base de données aura une valeur inestimable en ce qui concerne la collecte de la majeure partie des données de base mentionnées.

4. RÉSIDUS SOLIDES

4.1 Objectifs

L'objectif global de l'échantillonnage des résidus solides est de caractériser les propriétés physiques et chimiques de ces résidus. Les propriétés des résidus solides influeront sur:

— la quantité et la qualité du ruissellement superficiel;

— la quantité et la qualité du suintement et de l'exfiltration;

— la quantité et la qualité de la poussière soufflée par le vent;

— le taux d'émanation de radon.

Les résidus solides constituent la principale source de contamination chimique et radiologique potentielle, mais ils jouent aussi un rôle important en ce qui concerne les mécanismes de dispersion des contaminants.

Les propriétés physiques des résidus solides comme la taille des grains et la perméabilité influeront sur la quantité d'eau superficielle qui s'écoule, sur le suintement et l'exfiltration. Par exemple, dans le cas d'une décharge de résidus silteux relativement peu perméables (10^{-6} cm/s ou moins), il y aura peu de suintement et d'exfiltration alors que le ruissellement superficiel à partir de la décharge sera plus important si l'on compare aux décharges de résidus sablonneux hautement perméables (10^{-4} cm/s ou plus). La taille des grains des résidus solides influera sur la quantité de poussière soufflée par le vent arrachée de la décharge. Les particules de résidus à grains fins peuvent s'arracher plus facilement de la surface à moins qu'elles soient humides ou qu'elles forment une croûte. La taille des grains et les caractéristiques de rétention de l'eau des résidus solides influeront sur le taux d'émanation de radon au-dessus des décharges de résidus car l'émanation de radon est freinée lorsque les résidus sont humides et à grains fins. De plus, des propriétés physiques comme la masse volumique et la résistance au cisaillement des résidus sont importantes lorsqu'on considère le tassement futur des résidus ou la stabilité globale de la décharge.

La composition chimique des effluents liquides de l'usine de concentration influe sur la qualité chimique de l'eau superficielle, du suintement et de l'exfiltration. Cependant, cette qualité dépend aussi fortement des réactions chimiques qui se produisent dans les résidus suivant la nature chimique et minéralogique des résidus solides.

Par exemple, dans des résidus sans tampon chimique (faible capacité de neutralisation des acides) qui contiennent des quantités non négligeales de sulfures (grande capacité de production d'acide), l'oxydation des sulfures peut se produire près de la surface des résidus. Cela peut se traduire par une mauvaise qualité des eaux de ruissellement superficiel, de suintement et d'exfiltration.

La composition chimique des résidus solides se reflète aussi dans la composition chimique de la poussière soufflée par le vent arrachée à la décharge de résidus. Les activités des radionucléides dans les résidus solides et dans toute poussière soufflée par le vent qui en résulte sont particulièrement importantes. De la même façon, l'activité du radium-226 dans les résidus influe fortement sur le potentiel d'émanation de radon dans la décharge de résidus. Plus l'activité du radium-226 est élevée, plus le potentiel d'émanation de radon est élevé.

Dans les sections suivantes, nous examinerons l'équipement et les méthodes utilisés pour l'échantillonnage de résidus solides dans le but de déterminer les principales propriétés physiques et chimiques de ces résidus. Les techniques géophysiques générales qui peuvent être utilisées pour déterminer des caractéristiques telles que l'épaisseur et le volume des résidus dans une décharge ne sont pas examinées dans le présent manuel. On trouvera des détails sur les principes et les applications des techniques géophysiques relatives aux investigations souterraines dans Telford et coll. (1976). De la même façon, le présent manuel ne traite pas de méthodes complexes d'échantillonnage et d'essai utilisées pour évaluer la capacité de liquéfaction des résidus. Les méthodes d'essai sont décrites dans ASCE (1981) et ASCE (1982). Enfin, l'échantillonnage des sols naturels ou de la roche de fond au-dessous d'une décharge n'est pas examiné dans le présent manuel.

Un résumé général de la conception des méthodes d'investigation souterraine, d'investigation sur le terrain et de rédaction d'un rapport est donné dans ASCE (1976). Des méthodes d'investigation souterraine sont examinées en détail par NAVFAC (1982) et le U.S. Department of the Interior (1974).

4.2 Choix des lieux d'échantillonnage

On doit choisir les lieux d'échantillonnage des résidus solides de telle sorte que les échantillons soient représentatifs des conditions dans la décharge. Les lieux d'échantillonnage doivent être distribués verticalement et horizontalement dans toute la décharge de façon à permettre une définition adéquate de la variabilité spatiale des caractéristiques des résidus solides. Les résidus sont généralement déversés dans la décharge sous forme d'une boue à faible teneur en solides (moins de 50 p. 100) et peuvent donc être soumis à une ségrégation considérable au cours de la précipitation. Les résidus sablonneux à grains plus grossiers se déposent

généralement près du point de déversement alors que les résidus silteux à grains plus fins se déposent généralement loin du point de déversement. De plus, n'importe où dans les résidus, des couches de résidus sablonneux et silteux peuvent s'intercaler en raison de variations dans les conditions de décantation. La variation des conditions de décantation peut être consécutive à des variations dans le taux de déversement des résidus et à des changements dans l'emplacement des points de déversement. Les conditions de décantation varieront aussi considérablement entre l'hiver et l'été. Par conséquent, les caractéristiques des résidus solides sont spatialement hétérogènes.

Dans les programmes d'échantillonnage des sols superficiels, le choix des lieux d'échantillonnage se fait souvent selon une grille systématique (Black, 1965). Lorsqu'on se base sur une grille systématique, on recueille des échantillons en des points relativement nombreux et régulièrement espacés. Cette méthode assure généralement un échantillonnage représentatif. Cependant, la grande taille de la plupart des décharges de résidus et le coût relativement élevé du prélèvement en profondeur d'échantillons de résidus solides empêchent généralement d'utiliser une telle grille systématique. Il faut alors choisir judicieusement les lieux d'échantillonnage en anticipant les conditions. Bien que les résidus soient spatialement hétérogènes, la variabilité est, dans une certaine mesure, prévisible si on connaît l'historique du dépôt des résidus. Dans ce cas, on peut choisir relativement facilement des lieux d'échantillonnage représentatifs.

Lorsqu'on ne connaît pas avec précision l'historique des dépôts dans la décharge de résidus, il peut être préférable de procéder par étapes (ASCE, 1976). On peut commencer par creuser des trous exploratoires simples largement espacés dans lesquels on recueillera des carottes "dérangées". En se basant sur les résultats de ces sondages, on pourra ensuite effectuer d'autres sondages entre les sondages initiaux pour définir les conditions plus en détail. Les carottes recueillies dans ces sondages additionnels peuvent être aussi "dérangées" ou "non dérangées" et elles peuvent être prises de façon continue ou à intervalles choisis. En général, on recueille les carottes à des intervalles de 0,75 ou 1,5 m de profondeur.

Si les conditions de sol dans une région donnée sont bien connues et si la stratification est simple, avec des strates assez épaisses ayant des propriétés physiques cohérentes, des sondages relativement espacés peuvent être suffisants. Cependant, si les conditions de sol varient de façon notable d'un endroit à un autre, des sondages plus rapprochés peuvent se révéler nécessaires (ASCE, 1976). On jugera du nombre et de l'espacement des trous de sonde nécessaires au fur et à mesure que le travail progresse. Le nombre de trous de sonde devrait être suffisant pour qu'on puisse déterminer la stratification et l'intercalation des résidus solides de diverses tailles. Cependant, on insiste sur le fait que si un échantillonnage relativement détaillé peut être approprié lorsque les conditions souterraines varient systématiquement, un travail aussi détaillé peut ne pas être justifié lorsque les résidus varient de façon désordonnée. Dans ce cas, l'étude devrait être concentrée dans les zones de la décharge qui fournissent une estimation prudente du paramètre étudié. On pourrait ainsi avoir deux sondages à chaque extrémité du bassin, mais relativement peu de trous de sonde entre les deux.

Par-dessus tout, il faut se rappeler que la validité des essais en laboratoire dépend seulement de la qualité des carottes et de la mesure dans laquelle ces carottes sont représentatives de la strate dont elles proviennent. Une technique d'essai élaborée ne peut compenser les perturbations consécutives au prélèvement, au transport et au stockage des carottes. La technique de prélèvement et le degré de perturbation de la carotte sont souvent une question de coût. Le coût d'une carotte de 125 mm de diamètre est en général trois à quatre fois plus élevé que celui d'une carotte de 75 mm (Broms, 1980). Les coûts sont à peu près proportionnels au carré du diamètre. La qualité des carottes doit correspondre à la précision des résultats requise. Dans de nombreux cas, on a seulement besoin d'une estimation grossière de la résistance au cisaillement, de la compressibilité ou de la perméabilité et la taille maximale de la carotte de résidus ne dépasse généralement pas 75 mm.

Un exemple du choix des lieux d'échantillonnage dans une décharge de résidus hypothétique est illustré à la figure 4.1. Les résidus ont été déversés dans cette décharge en deux étapes, initialement à partir du côté nord de la décharge, puis du côté ouest. Ce mode de déversement s'est traduit par le dépôt de résidus sablonneux récents du côté ouest, et par une couche de résidus silteux récents recouvrant des résidus silteux anciens du côté est. Les vieux résidus et les résidus récents peuvent avoir des caractéristiques différentes à cause de différences dans les qualités de minerai, dans les méthodes de concentration ou dans les effets des agents atmosphériques. Les résidus sablonneux et les résidus silteux peuvent avoir des caractéristiques physiques et chimiques très différentes. Par conséquent, pour être représentatif, l'échantillonnage doit se faire dans chacune de ces zones différentes afin de caractériser les divers types de résidus présents dans la décharge.

Dans la plupart des cas, les méthodes géostatistiques telles que celles utilisées dans l'exploration minière et pour l'évaluation des réserves de minerai s'appliquent mal à l'étude des décharges de résidus. Le principal outil des méthodes géostatistiques est le variogramme. Le variogramme établit une relation entre la distance entre les échantillons et une mesure de la variation spatiale d'un paramètre spécifié. Par exemple, l'étude de variogrammes de la teneur en métal dans un gisement obtenus à partir des résultats d'un programme de forage d'exploration préliminaire peut être utile pour

caractériser la variation ou toute directionnalité (anisotropie) de la teneur en métal. On pourrait utiliser cette information sur la variation ou sur la directionnalité de la variation pour déterminer les intervalles entre les sondages et les configurations nécessaires pour obtenir plus de détails sur le gisement. Des détails sur l'emploi des variogrammes dans l'estimation des réserves de minerai sont fournis par David (1977).

Les variogrammes sont très utiles lorsqu'on connaît mal ou comprend mal les facteurs dont dépend la variabilité spatiale d'un paramètre. En ce qui concerne les résidus d'uranium, on a généralement une connaissance initiale raisonnable de ces facteurs et il se peut qu'on possède déjà une grande partie des données fournies par les méthodes géostatistiques. De plus, la préparation de variogrammes appropriés nécessite une quantité considérable de données. Cette quantité, relativement petite dans le cadre d'un programme intensif d'exploration minière, peut prendre des proportions non négligeables dans le cadre d'un programme d'étude des résidus.

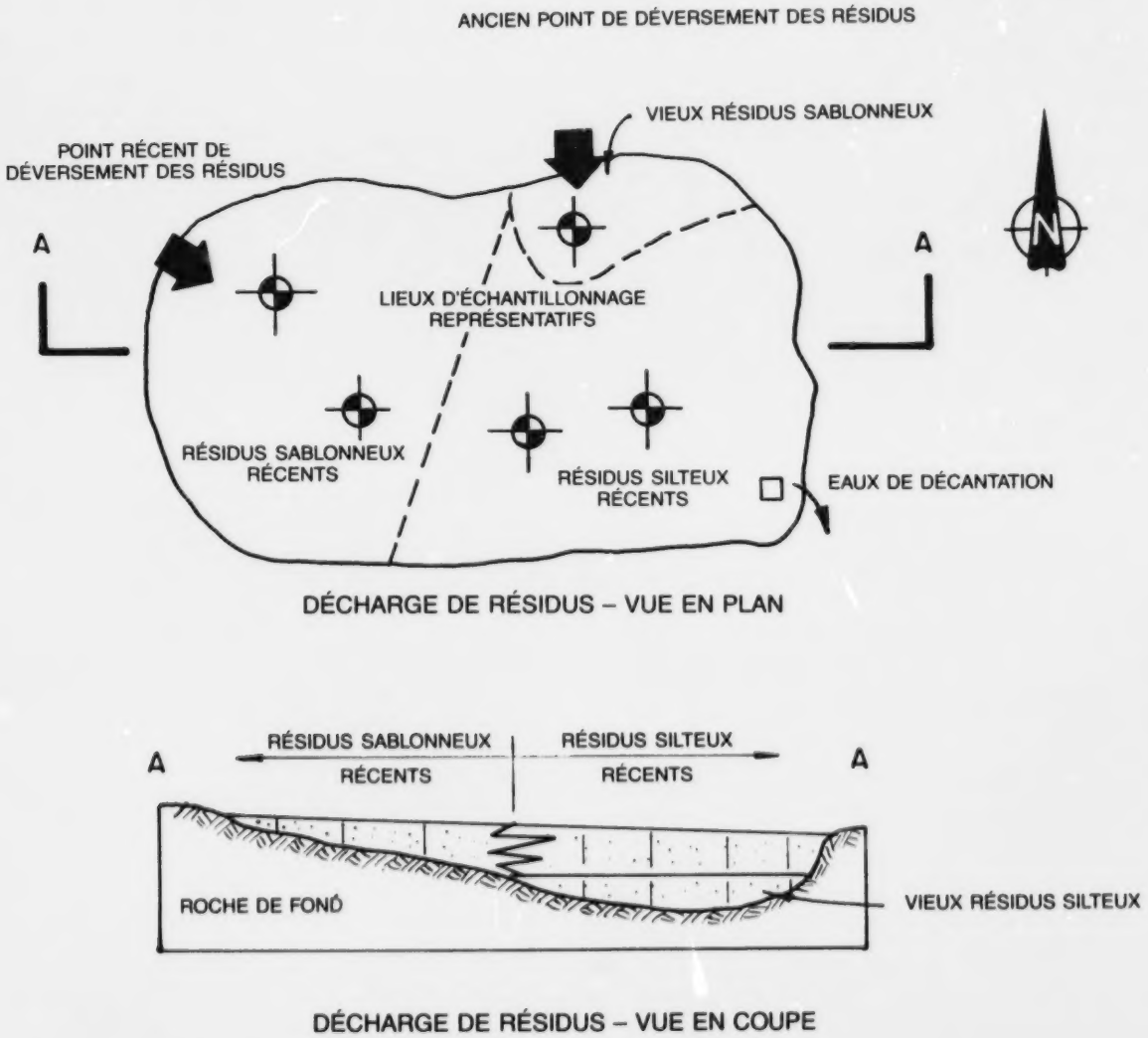


Fig. 4.1 — Exemple du choix de lieux d'échantillonnage dans une décharge de résidus

4.3 Caractérisation physique

4.3.1 Paramètres

Plusieurs paramètres sont importants pour la caractérisation physique des résidus solides. Ce sont: la taille des grains, la teneur en eau, la masse volumique et la résistance au cisaillement. Ils peuvent être déterminés in situ ou à partir de carottes de résidus recueillies sur le terrain et analysées en laboratoire. Le tableau 4.1 résume les paramètres associés à la caractérisation physique, les types d'analyse et l'importance des divers paramètres.

Comme on le voit au tableau 4.1, la taille des grains et la teneur en eau des résidus solides influeront sur un grand nombre de facteurs dans la décharge de résidus. En raison de l'importance de ces paramètres, un programme d'échantillonnage devrait permettre la caractérisation des variations en surface et suivant la verticale (stratigraphie des résidus) de ces paramètres. On détermine facilement la taille des grains des résidus par un examen visuel et des essais en laboratoire sur des échantillons représentatifs de résidus solides. La taille des grains est normalement incluse dans la plupart des études de décharges de résidus. Des paramètres comme la masse volumique et la résistance au cisaillement des résidus solides sont importants lorsqu'on étudie le tassement possible ou la stabilité des résidus.

Lorsqu'on fait la diagraphie des sols, il faut déterminer le groupe fondamental auquel ils appartiennent (par exemple sable, silt, etc.). On notera des détails sur la consistance, la couleur, l'odeur, la forme des grains lorsqu'elle est visible ainsi que d'autres facteurs (ASCE, 1976; ASTM, 1983: D2488-69). Étant donné que les résidus sont déposés hydrauliquement dans les décharges, il se produit souvent une stratification des résidus à grains fins et à grains grossiers. Cette stratification peut influer considérablement sur la perméabilité d'un dépôt de résidus et sa présence devrait toujours être notée. Généralement, la stratification est visible dans des carottes de matériaux à grains grossiers (par exemple des sables), non dérangées ou recueillies avec un carottier fendu. Avec les sols à grains fins (silt et argile) l'extérieur de la carotte peut avoir un aspect brouillé. Dans ce cas, il faut couper des morceaux de carottes avec un couteau pointu et, au besoin, les faire sécher partiellement. Enfin, il faut noter qu'une description du sol doit inclure tous les types de matériaux présents dans les résidus. Un foreur peut sentir la présence de gravier, de galets, de blocs ou même de roche lorsqu'il creuse, mais le faible diamètre de l'échantillonneur peut empêcher de recueillir ces matériaux.

4.3.2 Méthodes de prélèvement des échantillons

Il existe une grande variété de techniques de prélèvement d'échantillons de résidus solides destinés à des analyses physiques et chimiques. On utilise quelquefois des échantillons superficiels pris à la main ou dans des puits de recherche peu profonds pour les études qualitatives des couches superficielles dans une décharge de résidus d'accès facile. Cependant, on utilise le plus souvent les sondages pour étudier les condi-

Tableau 4.1 — Paramètres pour la caractérisation physique des résidus solides

Paramètre	Type d'analyse	Importance
Taille des grains	– Examen sur le terrain – Laboratoire	– La taille des grains des résidus influera sur de nombreux facteurs dans les décharges de résidus, comme la conductivité hydraulique des résidus, le taux d'émanation de radon, la poussière soufflée par le vent, les réactions chimiques.
Teneur en eau	– Laboratoire – In situ	– La teneur en eau des résidus influera sur le taux d'émanation de radon, la poussière soufflée par le vent, la pénétration d'oxygène dans les résidus (importante pour l'oxydation de la pyrite).
Masse volumique	– Laboratoire – In situ	– La masse voluminique in situ influera sur la stabilité des résidus.
Résistance au cisaillement	– Laboratoire – In situ	– La résistance au cisaillement in situ influera sur la stabilité des résidus.

tions souterraines dans une décharge de résidus. Lorsqu'on fait un sondage, on fore un trou. De temps en temps, on arrête le forage et on recueille des carottes au fond du trou en enfonçant un dispositif de carottage approprié dans le sol. On peut aussi procéder à un carottage continu en creusant seulement pour élargir le trou entre les opérations d'échantillonnage.

Les techniques de carottage se divisent généralement en deux grandes catégories: le carottage manuel et le carottage mécanisé. Les méthodes manuelles sont limitées au carottage à quelques mètres de la surface des résidus. Normalement, on doit utiliser des méthodes mécanisées pour recueillir des carottes à de plus grandes profondeurs.

Qu'il s'agisse de méthodes manuelles ou mécanisées, il existe différentes techniques permettant de prélever différents types de carottes suivant les analyses à effectuer. Des carottiers à parois épaisses conviendront pour obtenir des carottes de résidus "dérangées" destinées à des analyses d'identification, à des analyses de propriétés caractéristiques et à la détermination de la densité des résidus. Cependant, la détermination de paramètres physiques, comme la résistance au cisaillement, et de paramètres chimiques nécessite des carottes relativement non dérangées qui peuvent être convenablement conservées pour éviter des variations dans les caractéristiques de l'échantillon. Seules certaines techniques de carottage permettent de récupérer ce type de carottes. Les diverses techniques d'échantillonnage, leurs applications et leurs inconvénients sont décrits au tableau 4.2. On trouvera des détails de ces techniques d'échantillonnage dans les références indiquées au tableau 4.2.

Les techniques de carottage manuelles sont normalement utilisées lorsqu'on veut seulement recueillir des carottes à de faibles profondeurs ou lorsque la décharge n'est pas accessible à l'équipement lourd comme l'équipement de forage. Parmi les techniques manuelles données au tableau 4.2, les carottiers à piston et les carottiers à tube à parois minces s'appliquent le mieux à l'étude détaillée des décharges de résidus. Les carottiers à piston manuels sont identiques aux carottiers à piston opérés à partir d'une tour de forage et sont examinés plus loin. Dans le carottage avec un tube à parois minces, on fait avancer un tubage (normalement en aluminium) à l'aide d'un marteau ou d'un mouton. Le tubage est enfoncé jusqu'à la profondeur désirée, fermé avec un piston pour retenir les résidus dans le tube et retiré à l'aide d'un trépied portatif et d'un treuil. Cet équipement est illustré à la figure 4.2. Les longues carottes (jusqu'à 3 m) recueillies dans le tube à parois minces peuvent être coupées sur place à des longueurs plus pratiques à l'aide d'un coupe-tube.

Les carottiers par gravité manuels tels que les carottiers Benthos, Alpine ou Phleger peuvent être utilisés pour recueillir des carottes de résidus submergés sous des nappes d'eau superficielle. Ces carottiers sont enfoncés dans les résidus sous l'effet de leur propre poids et peuvent être facilement commandés à partir d'un petit bateau ou d'un radeau. Un carottier Benthos est illustré à la figure 4.3.

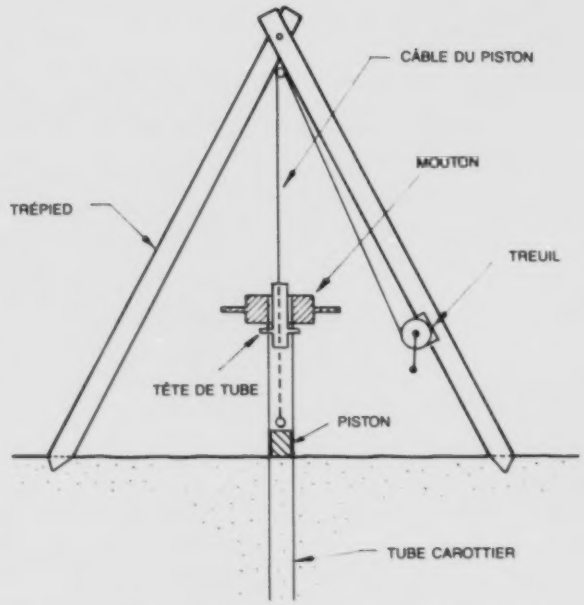


Fig. 4.2 — Équipement de carottage manuel avec tubes à parois minces

Les techniques de carottage mécanisées sont utilisées lorsqu'on veut recueillir des carottes à des profondeurs supérieures à plusieurs mètres. On peut utiliser des tarières à tige solide de petit diamètre (7,5 à 10 cm de diamètre extérieur) au-dessus de la nappe phréatique si les résidus ne sont pas meubles ou secs au point qu'ils risquent de s'effondrer dans le trou de sonde. Les techniques de carottage des résidus nécessitent généralement une foreuse qui peut enfoncer un tubage creux car les trous de sonde s'étendant au-delà de la nappe phréatique ne peuvent pas rester suffisamment ouverts pour permettre le prélèvement. Cette remarque s'applique aussi à l'installation de piézomètres dans les résidus. Les méthodes de forage avec tarière à tige creuse ou de forage à injection, dans lesquelles on enfonce un tubage, permettent l'emploi des diverses techniques de carottage décrites au tableau 4.2. Ces méthodes de forage et l'équipement nécessaire sont décrits par Acker (1974), et les méthodes spécifiques d'échantillonnage à l'aide de carottiers fendus, à tube Shelby et à piston sont décrites dans ASTM (1983) Volume 04.08; D1586-67 et D1587-74.

Table 4.2 – Techniques d'échantillonnage des résidus solides

Technique	Applications	Inconvénients	Références
Carottage manuel (faible profondeur)			
1) À la main	– Examen préliminaire ou étude de la surface des résidus	– Les échantillons ne représenteront pas les conditions plus profondes à cause des effets de l'érosion, du lessivage, des agents atmosphériques.	
2) Tarière	– Prélèvement d'échantillons pour la caractérisation générale.	– Les échantillons sont hautement dérangés et plus difficiles à conserver. En général limitée à la partie située au-dessus de la nappe phréatique.	(1) (2)
3) Carottier à piston	– Prélèvement d'échantillons pour la caractérisation détaillée. Les carottes sont moins dérangées qu'avec tarière. On peut conserver les carottes dans le tube d'échantillonnage.	– Les carottes sont relativement courtes, elles ne peuvent être examinées sur le terrain et on les conserve dans le la tube d'échantillonnage.	(1)
4) Carottier avec tube à parois minces	– Prélèvement de carottes pour des analyses physiques et chimiques détaillées. Carottes facilement conservées dans le tube d'échantillonnage. On peut obtenir de longues carottes continues relativement non dérangées.	– L'examen sur le terrain est impossible si la carotte est conservée dans le tube d'échantillonnage. – En général limitée à des profondeurs inférieures à 5 m.	(3)
5) Carottier par gravité (Benthos, Alpine, Phleger)	– Prélèvement de carottes de résidus submergés sous des nappes d'eau superficielle.	– Examen sur le terrain impossible si les carottes sont conservées dans les tubes d'échantillonnage. – Carottes relativement courtes.	(4)
Carottage manuel (en profondeur)			
1) Carottier fendu	– Prélèvement de carottes pour la caractérisation sur le terrain.	– Carottes relativement dérangées.	(1) (5)
2) Carottier à tube Shelby	– Prélèvement de carottes non dérangées pour des analyses physiques et chimiques détaillées. Les carottes sont retenues dans le tube d'échantillonnage et sont facilement conservées.	– Les carottes sont relativement courtes. (En général 0,75 m). On peut seulement examiner les extrémités sur le terrain si la carotte est conservée dans le tube d'échantillonnage.	(1) (6)

3) Carottier à piston	– Comme pour le carottier à tube Shelby mais le piston évite toute entrée de résidus jusqu'à ce que la profondeur d'échantillonnage correcte soit atteinte.	– Carotte relativement courte. (En général 0,75 m). On peut examiner seulement les extrémités sur le terrain si la carotte est conservée dans le tube d'échantillonnage.	(1) (6)
4) Carottier à long tube à parois minces	– Prélèvement de longues (jusqu'à 10 m) carottes continues relativement non dérangées. Carottes retenues dans les tubes d'échantillonnage.	– Les longues carottes sont difficiles à manipuler et à transporter.	(7)
	– Idéale pour l'étude de la stratigraphie des résidus.	– Les carottes peuvent être trop dérangées pour une analyse physique détaillée.	

Références
1) Acker (1974)
2) ASTM Volume 04.08: D1452-80
3) Patterson et coll. (1978)
4) Environnement Canada (1983)
5) ASTM Volume 04.08: D1586-67
6) ASTM Volume 04.08: D1587-74
7) Rapport personnel, J. Hayes, Site Investigations Limited, Peterborough (Ontario)

Un carottier fendu est illustré à la figure 4.4. Il s'agit d'un carottier à parois épaisses monté sur une tige de forage puis amené à la profondeur désirée dans les résidus par l'intermédiaire d'une tarière à tige creuse ou d'un tubage. Le carottier est enfoncé dans les résidus à l'aide d'un marteau (voir section 4.3.5). Après récupération du carottier, on sépare le tube en deux et on enlève la carotte. Les carottes recueillies ainsi sont relativement dérangées et ne peuvent être conservées adéquatement lorsque les résidus sont chimiquement instables. De plus, il est quelquefois nécessaire d'utiliser un dispositif de retenue dans le sabot du carottier pour éviter de perdre les carottes.

Le fonctionnement du carottier à tube Shelby à parois minces et du carottier à piston fixe est illustré aux figures 4.5 et 4.6 respectivement. Ces carottiers sont aussi montés sur des tiges de forage et envoyés dans des tarières à tige creuse ou dans un tubage, mais ils sont normalement enfoncés hydrauliquement ou manuellement dans les résidus pour perturber le moins possible la carotte. Les carottiers à parois minces fonctionnent seulement dans des dépôts relativement mous ou meubles et ne conviennent pas pour les sols durs, denses ou graveleux. Cependant, pour prélever des carottes non dérangées de bonne qualité, même dans les résidus mous, il faut utiliser un carottier à parois minces ayant un dégagement suffisant à l'extrémité coupante. Le rapport de surface du carottier, tel que défini par Hvorslev (1949), ne doit pas excéder 10 p. 100. Pour cela, l'épaisseur de la paroi plus le dégagement de l'arête tranchante ne doit pas excéder 1,9 mm pour un carottier de 76 mm de diamètre (voir figure 4.7). Il est très important de noter que l'arête coupante du carottier doit être aiguisée et pas simplement arrondie.

Dans le cas du carottier à piston, le piston fixe évite la pénétration de matériaux dans le carottier lorsque celui-ci est descendu par la tarière ou le tubage. Le piston aide aussi à réduire au minimum le dérangement des échantillons lors du carottage. Pour le carottage, le piston reste fixe et le tube à parois minces est enfoncé dans les résidus. Les carottes sont retenues dans le tube Shelby et les tubes du carottier à piston, bien qu'en raison du manque de cohésion des résidus il soit souvent nécessaire d'attendre jusqu'à 15 minutes après que le carottier ait été enfoncé pour permettre à la carotte de se stabiliser dans le tube. De plus, il faut faire très attention de ne pas cogner le carottier lorsqu'on le retire de la tarière à tige creuse ou du tubage. Cependant, les carottes ainsi récupérées sont relativement non dérangées et peuvent être facilement conservées. La manipulation et la conservation des carottes sont décrites à la section 4.3.3.

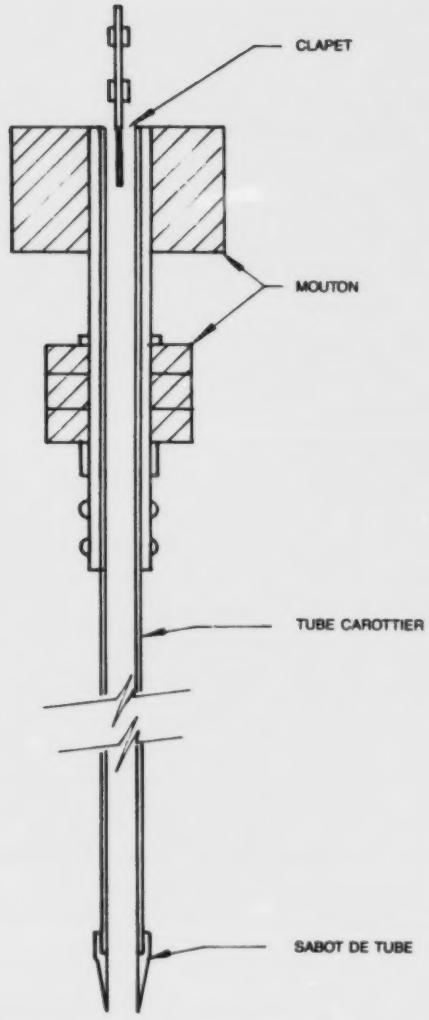


Fig. 4.3 — Carottier par gravité Benthos pour le carottage de résidus submergés

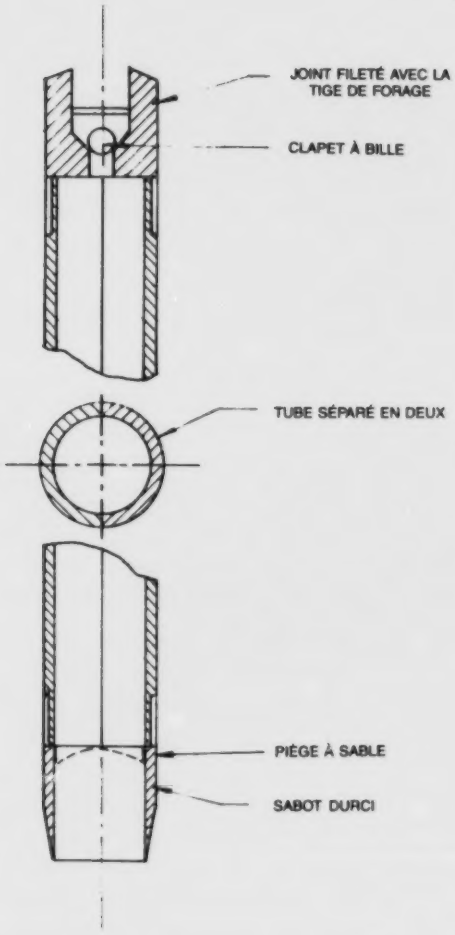


Fig. 4.4 — Carottier fendu. Un piège à sable peut être nécessaire pour des résidus sans cohésion

Les carottiers à piston hydraulique (carottiers Osterberg) ont été utilisés en Europe pour prélever des silts et des argiles, mais ils n'ont pas été très utilisés pour le prélèvement de résidus, probablement en raison de la difficulté à obtenir une capacité hydraulique adéquate sur la plupart des installations de forage pour actionner correctement le carottier.

Le carottage mécanisé à l'aide de longs tubes à parois minces est comparable au carottage manuel à l'aide d'un tube à parois minces. Ce type de carottage convient lorsqu'on désire de longues carottes continues de résidus, comme c'est le cas pour une étude détaillée de la stratigraphie des résidus. Les longues carottes recueillies dans les tubes à parois minces peuvent être coupées sur place à des longueurs plus pratiques à l'aide de coupe-tiges.

4.3.3 Manipulation et conservation des échantillons

Des méthodes appropriées de manipulation et de conservation sont nécessaires pour recueillir des carottes de résidus solides afin d'éviter des variations dans les caractéristiques des échantillons entre le moment où ils sont recueillis et le moment où ils sont analysés. Pour l'analyse physique des échantillons de résidus solides, il faut avant tout éviter que les échantillons perdent leur humidité. On peut éviter la perte d'humidité des carottes dérangées recueillies à l'aide d'une tarière manuelle ou d'un carottier fendu en conservant les carottes dans des sacs en plastique ou, de préférence dans des flacons en

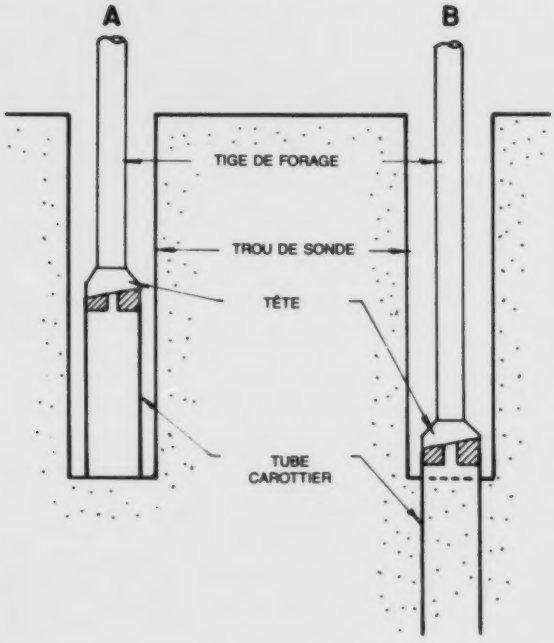


Fig. 4.5 — Fonctionnement d'un carottier à tube Shelby à parois minces
A. Descente du tube au fond du trou de sonde.
B. Enfoncement du tube dans la formation.

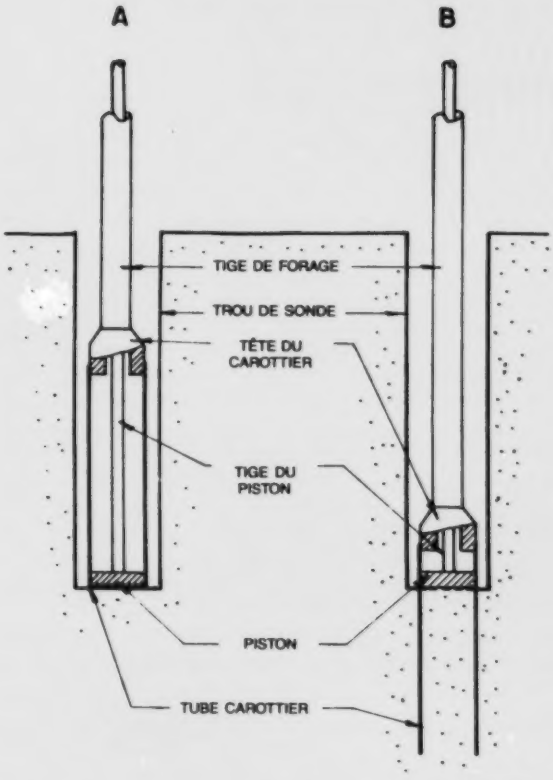


Fig. 4.6 — Fonctionnement d'un carottier à piston fixe avec tube à parois minces
A. Descente du tube au fond du trou de sonde. Le piston empêche l'entrée de matériaux indésirables dans le tube du carottier jusqu'au moment du prélèvement.
B. Enfoncement du tube dans la formation.

verre. Les récipients doivent être remplis de façon à ce qu'il y ait le moins d'air possible et ils doivent être fermés hermétiquement.

On peut éviter la perte d'humidité de carottes non dérangées conservées dans les tubes originaux en scellant les tubes à l'aide de paraffine ou de résine époxy et en bouchant les extrémités. Lorsque le tube n'est pas complètement plein, on doit finir de remplir le tube avec de la paraffine ou de la résine époxy afin que la carotte ne soit pas en contact avec l'air.

Dans tous les cas, il est préférable d'effectuer des analyses géotechniques détaillées sur les carottes dès que possible après le carottage de façon à réduire au minimum les changements possibles dans les caractéristiques de la carotte. Des carottes dérangées peuvent être conservées au maximum pendant plusieurs jours dans des sacs en plastique ou plusieurs mois dans des récipients en verre. Les carottes non dérangées recueillies dans des tubes Shelby ne doivent pas être conservées pendant plus de quelques semaines.

En raison de la nature généralement corrosive des résidus et de l'eau interstielle, les tubes carottiers doivent être chemisés avec un plastique résistant ou ils doivent être fabriqués dans un métal relativement résistant comme l'aluminium, l'acier revêtu d'un enduit ou l'acier inoxydable. Le choix des tubes carottiers dépend de la technique de carottage utilisée et de la nature physique et chimique des résidus. La conservation des

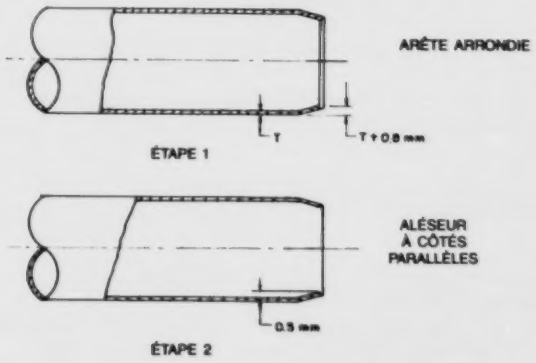


Fig. 4.7 — Arête coupante d'un carottier à tube à parois minces

carottes de résidus solides en vue d'analyses chimiques est examinée à la section 4.4.3.

4.3.4 Méthodes d'analyse en laboratoire

Pour l'analyse en laboratoire de paramètres physiques comme la taille des grains, la teneur en eau, la masse volumique et la résistance au cisaillement des résidus solides, on peut employer des méthodes d'analyse ordinaires utilisées pour les sols naturels. La granulométrie des résidus solides est déterminée par des essais au tamis et à l'hydromètre. On détermine la teneur en eau en mesurant la perte de poids au séchage. Les méthodes normalisées de préparation de carottes de sol ou de résidus pour des essais en laboratoire sont décrites dans ASTM (1983) Volume 04.08: D421-58 et D2217-66. Les méthodes normalisées d'analyse en laboratoire pour la détermination de la taille des grains, de la teneur en eau, de la masse volumique et de la résistance au cisaillement sont décrites dans ASTM (1983) Volume 04.08: D422-63, D2216-80, D1557-78 et D3080-73. La résistance au cisaillement avec et sans drainage des résidus peut être évaluée par des essais triaxiaux sur des échantillons soigneusement préparés de carottes non dérangées. Avec les résidus meubles, le dérangement des carottes peut être un problème non négligeable.

Cependant, l'analyse en laboratoire de résidus solides d'uranium pose des problèmes particuliers. À cause de la radioactivité des résidus et de l'émanation de radon de ces résidus, le laboratoire doit être équipé de systèmes adéquats de ventilation et d'élimination de la poussière, afin d'empêcher l'ingestion ou l'inhalation de substances radioactives. On doit aussi porter des gants en caoutchouc pour manipuler les carottes de résidus en raison de la nature corrosive des résidus et de l'eau interstitielle.

4.3.5 Analyse in situ

Il existe diverses techniques d'analyse in situ pour déterminer les propriétés physiques des résidus telles que la teneur en eau, la masse volumique et la résistance au cisaillement. En principe, l'analyse in situ des propriétés physiques est préférable à l'analyse en laboratoire car on évite ainsi les difficultés associées au dérangement des carottes pendant le prélèvement et la manipulation. Cependant, en réalité, les techniques d'analyse in situ ont des limitations importantes. Les diverses techniques d'analyse in situ sont données au tableau 4.3. On trouvera des détails sur ces techniques dans les références indiquées au tableau 4.3.

On peut déterminer sur place la teneur en eau des résidus par des *méthodes d'analyse nucléaire de l'humidité*. L'équipement classique d'analyse nuléaire de l'humidité est illustré à la figure 4.8. La sonde nucléaire d'humidité est normalement placée dans un trou de sonde chemisé avec un tube à parois minces en aluminium, en acier ou en plastique. Le fonctionnement de la sonde est basé sur la détection du degré de dispersion et de ralentissement de neutrons à haute énergie émis par une source radioactive contenue dans la sonde. Les molécules d'eau ont un grand pouvoir de modération et de capture des neutrons émis de telle

Tableau 4.3 — Méthodes de détermination in situ de paramètres physiques des résidus solides

Paramètre	Méthodes d'analyse	Références
1. Teneur en eau	– Sonde nucléaire d'humidité	(1) (2)
2. Masse volumique	– Sonde nucléaire de masse volumique	(2) (3)
	– Essai de pénétration standard	(4) (5)
	– Pénétromètre à cône	(4) (6) (7)
3. Résistance au cisaillement	Méthodes courantes:	
	– Essai de battage au carottier	(6) (7)
	– Pénétromètre à cône	(6) (7)
	– Essai au scissomètre	(8) (9)
	Méthodes spéciales:	
	– Capteur de pression	(6)
	– Sondage	(6)
	– Essai de chargement à la plaque	(6)
	– Cisaillement direct sur le terrain	

Références

1) Keys et MacCarty (1971)
2) Black (1965)
3) Mittal et Morgenstern (1975)
4) Acker (1974)
5) ASTM Volume 04.08: D1586-67
6) Schmertman (1975)
7) ASTM Volume 04.08: D3441-79
8) Arman et coll. (1975)
9) ASTM Volume 04.08: D2573-72

sorte que le rayonnement neutronique résultant mesuré par le détecteur est inversement proportionnel à la teneur en eau du matériau entourant le trou de sonde.

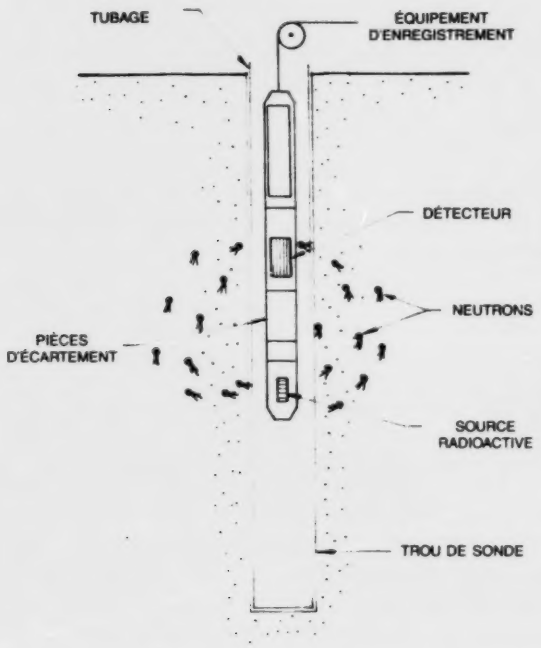


Fig. 4.8 — Équipement classique d'analyse nucléaire de l'humidité in situ

Il y aura aussi une certaine dispersion des neutrons due aux résidus solides. De grandes variations dans la masse volumique des résidus comme celles qu'on peut trouver dans les décharges peuvent se traduire par des variations apparentes dans la teneur en eau des résidus. Par conséquent, il se peut que les méthodes d'analyse nucléaire de l'humidité ne conviennent pas pour la détermination précise de la teneur en eau des résidus. Cependant, les méthodes d'analyse nucléaire de l'humidité conviennent très bien pour le monitorage des variations temporelles relatives de la teneur en eau car on peut effectuer des mesures répétées aux mêmes endroits dans les trous de sonde.

Le matériel d'analyse nucléaire de l'humidité doit être étalonné selon les spécifications du fabricant en fonction du tubage particulier utilisé dans le trou de sonde et de la masse volumique des résidus.

Les méthodes d'analyse nucléaire de la masse volumique sont comparables aux méthodes d'analyse nucléaire de l'humidité. L'équipement classique d'analyse nucléaire de la masse volumique est similaire à celui illustré à la figure 4.8, avec une source radioactive dans le trou et un détecteur. La sonde est installée dans un trou de sonde chemisé avec un tube à parois minces en aluminium, en acier ou en plastique. Le fonctionnement de la sonde est basé sur la détection du degré de dispersion des rayonnements gamma émis par la source par les résidus solides autour du trou de sonde. On a utilisé avec succès les méthodes d'analyse nucléaire de la masse volumique dans les résidus de mine de métaux non précieux (Mittal et Morgenstern, 1975), mais les mesures peuvent être influencées par le rayonnement gamma ambiant plus intense dans les résidus d'uranium.

Le matériel d'analyse nucléaire de la masse volumique doit être étalonné selon les spécifications du fabricant en fonction du tubage particulier dans le trou de sonde et du rayonnement gamma ambiant.

Les essais de battage au carottier sont effectués pendant le prélèvement de carottes de résidus solides dans des trous de sonde à l'aide d'un carottier fendu. Les méthodes d'essai de battage au carottier sont décrites dans ASTM (1983) Volume 04.08: D1586-67. L'essai consiste à enfoncer un carottier de 46 cm de longueur et 5 cm de diamètre dans les résidus à l'aide d'un marteau de 63,5 kg. L'avancement est exprimé en coups par unité de profondeur spécifiée (généralement 0,3 m), et dépend de la densité et de la résistance au cisaillement des résidus. Un nombre de coups plus élevé correspond à une densité et une résistance plus élevées.

D'après les expériences passées et certains résultats d'essais, on peut utiliser soit un tuyau extra lourd de 2,5 cm, soit une tige N, jusqu'à des profondeurs d'environ 18 m (ASCE, 1976). Pour de plus grandes profondeurs, on doit utiliser des tiges N. Il faut faire attention à ce que les joints dans la tige de forage soient très solides. On ne doit pas utiliser des tiges dont les joints sont endommagés ou des tiges courbées. Le diamètre du trou de sonde dans lequel on fait les essais de pénétration ne doit pas dépasser 9,0 cm. Des trous de sonde plus larges modifient considérablement les résultats. Les sources d'erreur les plus courantes sont: un mauvais nettoyage des débris dans le trou de sonde; une perturbation de la base du trou de sonde si le niveau de l'eau dans le trou de sonde est nettement inférieur au niveau de l'eau dans les résidus avoisinants; un sabot d'échantillonneur pas assez aiguisé; une chute amortie du marteau. Généralement, le marteau est relevé à l'aide d'une corde passant sur un cabestan. Pour le laisser tomber, on relâche la corde. On peut à la rigueur faire deux tours de corde sur le cabestan, mais on considère qu'il est préférable de faire seulement un tour pour obtenir une chute libre. On ne doit pas attacher de câble au tambour du treuil car il est alors difficile d'obtenir une chute libre.

L'essai de pénétration au cône est comparable aux essais de battage au carottier, à la différence qu'on enfonce une sonde en forme de cône tout en enregistrant le nombre de coups par unité de profondeur ou en mesurant directement la résistance à la pénétration à l'aide d'un transducteur de charge. Les méthodes

d'essai de pénétration au cône sont décrites dans ASTM (1983) Volume 04.08: D3441-79. L'utilisation de la technique de pénétration au cône s'est étendue au cours des dernières années (Wilson et Ohya, 1981). L'essai au cône le plus couramment utilisé est l'essai au cône des Hollandais. La résistance à la pénétration est égale à la somme de la résistance à la pointe et de la résistance de frottement sur les côtés de l'arbre. Les systèmes les plus sophistiqués peuvent différencier entre la résistance à la pointe et la résistance de frottement, et le rapport entre ces deux résistances (rapport de frottement) permet de différencier les types de sol. Les rapports sont généralement très faibles dans des sables propres (résistance de frottement faible par rapport à la résistance à la pointe), tandis qu'une augmentation de la teneur en argile se traduit généralement par un rapport plus élevé qui est plus souvent le résultat d'une réduction de la résistance à la pointe plutôt que d'une augmentation de la résistance de frottement (NAVFAC, 1982).

Les essais statiques au cône se font rapidement, ce qui permet de recueillir un nombre considérable de données en un temps relativement court. Cependant, le principal inconvénient de cette méthode est qu'on ne peut pas récupérer les carottes pour des diagraphies et des identifications ultérieures. On ne doit donc pas effectuer les essais au cône isolément, mais en combinaison avec des sondages de façon à compléter les données existantes. On peut effectuer des carottages à côté des essais de pénétration au cône pour étalonner la réponse à la pénétration au cône en vue d'essais ultérieurs. Les essais de pénétration au cône sont examinés en détail par Sangerlat (1972) et dans FHA (1977).

L'essai de cisaillement au scissomètre est utilisé pour la détermination de la résistance au cisaillement in situ de résidus tendres à grains fins (boues). Il consiste à enfoncer et à faire tourner une aube à quatre pales dans les résidus. La résistance à la rotation de l'aube est liée à la résistance au cisaillement des résidus. On peut effectuer des essais au scissomètre à différentes profondeurs dans le tubage d'un trou de sonde ou dans un train de tiges pendant le forage. L'équipement de cisaillement au scissomètre est illustré à la figure 4.9. Les méthodes d'essai de cisaillement au scissomètre sont décrites dans ASTM (1983) Volume 04.08: D2573-72. On ne doit pas effectuer d'essais au scissomètre si on pense qu'il y a des couches de sable, du gravier, des racines ou d'autres matériaux organiques.

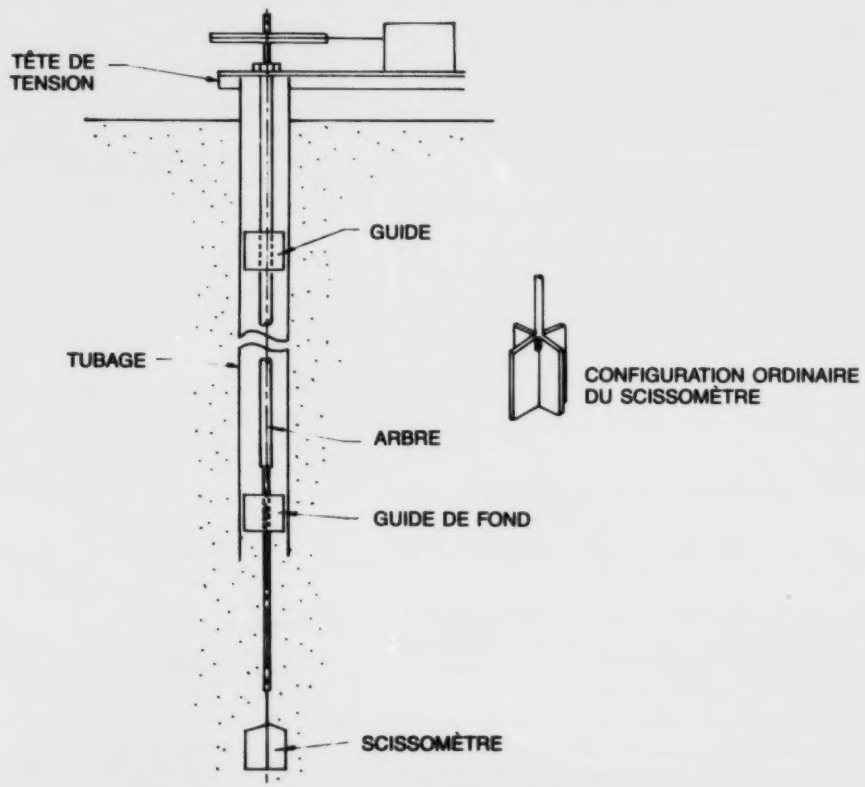


Fig. 4.9 — Équipement d'essai au scissomètre pour la détermination de la résistance au cisaillement in situ

L'essai au capteur de pression est aussi utilisé quelquefois pour la détermination de la résistance au cisaillement in situ ou pour la détermination des caractéristiques de déformation et d'élasticité des résidus. Il consiste à introduire une capsule manométrique dans un trou de sonde et à enregistrer les variations de volume de la capsule en fonction de l'augmentation de la pression. La relation entre la variation de volume de la capsule et la pression est liée à la résistance au cisaillement des résidus. On n'a pas beaucoup utilisé les capteurs de pression dans les études des résidus bien que les nouveaux capteurs auto-foreurs (Baguelin et Jazequel, 1980 et Wroth, 1980), qui s'enfoncent d'eux-mêmes dans le sol tendre, puissent produire des données de très haute qualité. Cependant, là encore, on n'obtient pas de carotte de sol.

Les essais de résistance par sondage, de chargement à la plaque et de cisaillement direct sur le terrain sont des techniques spécialisées qui ne sont pas utilisées couramment pour déterminer la résistance au cisaillement in situ des résidus.

4.4 Caractérisation chimique et minéralogique

4.4.1 Paramètres

Les essais en laboratoire pour la caractérisation chimique et minéralogique des résidus solides peuvent être divisés en deux grandes catégories:

1) Analyse chimique — pour déterminer les propriétés chimiques globales des résidus solides et en déduire la minéralogie;
2) Identification et analyse minéralogique — pour déterminer les minéraux présents dans les résidus et leur composition chimique.

Les analyses pour la caractérisation chimique et minéralogique des résidus solides sont donnnées au tableau 4.4.

Le potentiel de production d'acide et le *potentiel de neutralisation des acides* sont des paramètres importants pour l'évaluation de la production d'acide dans les décharges de résidus. Le potentiel de production d'acide des résidus est fonction de la teneur en minéraux sulfurés. L'oxydation des minéraux sulfurés (en général de la pyrite) dans les résidus peut entraîner une production d'acide sulfurique. La capacité des résidus solides de neutraliser l'effet de la production d'acide, ou la capacité de neutralisation des acides, est fonction de la concentration en minéraux réagissant avec des acides comme les carbonates, les oxyhydroxides, les aluminosilicates et les produits chimiques ajoutés aux résidus.

La capacité d'échange de cations des résidus indique la capacité globale des résidus solides d'adsorber des cations des eaux interstitielles. En général, les métaux lourds et divers radionucléides sont préférentiellement adsorbés sur les matériaux géologiques et, par conséquent, la capacité d'échange de cations peut jouer un rôle important en ce qui concerne la mobilité de ces constituants dans les décharges de résidus. L'analyse des constituants lixiviables dans l'eau et dans des acides peut indiquer les constituants susceptibles de se déplacer dans la décharge par infiltration de l'eau de

Tableau 4.4 — Analyses pour la caractérisation chimique et minéralogique des résidus solides

Analyse chimique
Potentiel de production d'acide (Teneur en minéraux sulfurés)
Potentiel de neutralisation des acides
Capacité d'échange de cations
Constituants lixiviables dans l'eau (par exemple, sulfates)
Constituants lixiviables dans un acide (par exemple, fer, manganèse, carbonates)
Analyse élémentaire totale
Analyse minéralogique
Diffractrométrie des rayons X
Microscopie des minerais
MEB-Fluorescence X à dispersion d'énergie
Analyse au Quantimet

pluie dans les résidus ou par mouvement de l'eau acide provenant de l'oxydation de la pyrite à travers les résidus. On peut utiliser l'analyse élémentaire totale des résidus solides pour déduire la minéralogie globale des résidus.

Diverses techniques sont utilisées pour l'identification et l'analyse minéralogique des résidus. On se sert de la diffractométrie des rayons X et de la microscopie des minerais pour déterminer les minéraux présents dans les résidus. On se sert de techniques comme la fluorescence X à dispersion d'énergie — MEB et l'analyse au Quantimet pour identifier les minéraux présents et déterminer leur composition chimique respective.

4.4.2 Méthodes de prélèvement des échantillons

Le prélèvement d'échantillons de résidus solides pour la caractérisation chimique et minéralogique se fait généralement en même temps que le prélèvement d'échantillons pour la caractérisation physique. Les méthodes d'échantillonnage examinées à la section 4.3.2 s'appliquent aussi à l'échantillonnage chimique suivant la nature chimique et minéralogique des résidus et de l'eau interstitielle. Dans la plupart des cas, pour le prélèvement d'échantillons de résidus solides en vue d'analyses chimiques, il est nécessaire d'utiliser les méthodes de carottage au tube Shelby ou avec tube à parois minces pour récupérer des carottes relativement non dérangées que l'on peut sceller hermétiquement pour éviter la perte d'humidité et l'exposition à l'air.

La perte d'humidité des carottes de résidus solides peut se traduire par la précipitation de phases minérales de l'eau interstitielle et par des modifications importantes de la composition chimique et minéralogique des résidus solides. Les carottes de résidus solides contenant de grandes concentrations de minéraux sulfurés ou de fer à l'état ferreux dans l'eau interstitielle peuvent s'oxyder considérablement lorqu'elles sont exposées à l'air pendant le carottage et le stockage. L'oxydation des minéraux sulfurés ou du fer ferreux dans les résidus solides se traduira par la production d'acide dans les carottes de résidus solides, ce qui peut modifier grandement la composition chimique et minéralogique des résidus.

4.4.3 Manipulation et conservation des échantillons

Comme on l'a vu dans la section précédente, on prélève généralement les carottes de résidus solides destinées aux analyses chimiques et minéralogiques de façon à pouvoir conserver directement les carottes dans les tubes carottiers. Afin d'éviter la perte d'humidité et l'exposition à l'air, les carottes de résidus sont scellées dans les tubes carottiers à l'aide de couvercles de plastique ou de bouchons en caoutchouc étanchéifiés avec de la cire ou de la résine époxy. Les carottes doivent être conservées à 5°C pour empêcher les réactions chimiques. On peut congeler les carottes lorsqu'on prévoit qu'elles seront hautement instables chimiquement ou qu'on aura besoin de les conserver pendant de longues périodes avant l'analyse. Cependant, la congélation peut modifier des paramètres physiques comme la résistance au cisaillement. Les carottes de résidus solides doivent rester scellées et être conservées adéquatement jusqu'à l'analyse. Dans tous les cas, il est préférable d'effectuer les analyses le plus tôt possible afin de réduire au minimum le temps de stockage et la possiblité de modification chimique.

4.4.4 Méthodes d'analyse en laboratoire

On peut généralement utiliser les méthodes standard d'analyse des sols et des roches pour l'analyse chimique et minéralogique des résidus solides d'uranium. Ces méthodes sont décrites par Black (1965), Donaldson (1980) et Johnson et Maxwell (1981). La détermination du potentiel de production d'acide est décrite par Duncan (1972).

4.5 Caractérisation radiologique

4.5.1 Paramètres

Des membres de la chaîne de désintégration radioactive de l'uranium-238 seront présents dans les résidus. Des membres de la chaîne de décomposition de l'uranium-235 seront aussi présents, mais dans des quantités insignifiantes du point de vue environnemental en raison de la faible quantité (0,7 %) de cet isotope dans l'uranium naturel. Le thorium naturel (thorium-232) et ses produits de décomposition peuvent aussi être présents dans des quantités dépendant de la minéralogie du minerai extrait. Les chaînes de désintégration de l'uranium-238 et du thorium-232 sont données à l'annexe A.

Les radionucléides de ces chaînes de désintégration n'ont pas tous les mêmes effets environnementaux potentiels. Leur activité spécifique dans les résidus, leur période radioactive, leur mode et énergie de désintégration radioactive ainsi que leur mobilité dans l'environnement sont quelques-uns des nombreux facteurs qui influent sur les effets potentiels. Le tableau 4.5 donne une liste des principaux radionucléides qui doivent faire l'objet de mesures lors de l'évaluation des caractéristiques radiologiques des résidus solides. En raison de l'insensibilité et du manque général de précision des mesures radioactives globales (rayonnement alpha ou béta total), ce type de mesure n'est pas recommandé pour la caractérisation radiologique des résidus solides, si ce n'est peut-être comme technique de présélection.

4.5.2 Analyse in situ

Les principales techniques utilisées pour la détermination in situ des caractéristiques radiologiques des résidus d'uranium sont les relevés de rayonnement

superficiel et les détecteurs souterrains de rayons gamma.

Les relevés de rayonnement superficiel sont effectués à l'aide de radiomètres portatifs sensibles aux rayons béta et gamma comportant soit un détecteur à scintillation soit un détecteur à tube d'ionisation. La réponse du compteur est exprimée en coups par minute, en gray (Gy) ou en coulombs par kilogramme (C/kg) par heure. Normalement, le radiomètre est maintenu à environ 1 mètre de profondeur et la surface à étudier est quadrillée. On mesure aussi le rayonnement naturel à des endroits éloignés des sources connues de contamination, à des fins de comparaison. Les instruments répondent généralement au rayonnement ambiant total mais il existe des instruments capables de discrimination énergétique qui répondent seulement au rayonnement émis par les radionucléides des chaînes de désintégration de l'uranium ou du thorium ou par le potassium (potassium-40).

Les relevés souterrains de rayonnement consistent à faire descendre un détecteur de rayons gamma dans un trou de sonde et à enregistrer le rayonnement gamma à diverses profondeurs. Cela s'effectue soit manuellement soit automatiquement avec un dispositif doté d'un moteur pour baisser et relever le détecteur, et un enregistreur graphique. Cette technique permet d'établir un profil vertical de la concentration des composants radioactifs dans les résidus.

4.5.3 Méthodes de prélèvement des échantillons

Les méthodes de prélèvement d'échantillons sont généralement similaires aux méthodes utilisées pour prélever des échantillons destinés aux analyses chimiques (voir section 4.3.2). Comme d'habitude, les échantillons doivent être choisis de façon à être le plus représentatifs possible de la zone étudiée. Des échantillons bruts de 100 à 200 g sont suffisants pour des analyses radioactives complètes, mais il est préférable de recueillir de plus gros échantillons qu'on pourra diviser pour les conserver ou pour une analyse de la qualité. Il est souvent très important de connaître la granulométrie des radionucléides dans les résidus superficiels. En effet, l'inhalation de particules de résidus d'uranium en suspension peut constituer un mode d'exposition radioactive important et la radioactivité spécifique (radioactivité par unité de masse) dépend considérablement de la taille des particules. Des mesures sur les résidus d'Elliot Lake tirées du rapport Elliot Lake Environmental Assessment (James F. MacLaren Ltd., 1978) sont données au tableau 4.6. Elles montrent que l'activité spécifique tend à être plus élevée lorsque la taille des particules est plus petite (<38 μm). Pour ces raisons, on doit recueillir suffisamment de matériau superficiel pour permettre des déterminations représentatives des radionucléides dans chaque gamme de taille de particules choisie.

4.5.4 Manipulation et conservation des échantillons

Les méthodes de manipulation et de conservation des échantillons sont identiques à celles utilisées pour la caractérisation chimique (voir section 4.3.3). Les contenants doivent porter des signes appropriés indiquant leur nature radioactive.

Parmi les radionucléides donnés au tableau 4.5, le polonium-210 est celui qui a la plus courte période radioactive, soit 138 jours. À moins qu'on considère que le plomb-210 et le polonium-210 sont en équilibre séculaire, on doit effectuer l'analyse le plus tôt possible après le prélèvement de l'échantillon, de préférence dans les 30 jours. On peut calculer un facteur correctif pour la décomposition du polonium-210 si on connaît les dates d'échantillonnage et d'analyse ainsi que les concentrations en plomb-210 (le grand-parent du polonium-210). Cependant, un long délai entre l'échantillonnage et l'analyse réduit la précision de cette correction.

Tableau 4.5 — Paramètres pour la caractérisation radiologique des résidus solides

	Paramètre
	Rayonnement gamma total
Chaîne de désintégration de l'uranium	Uranium naturel
	Thorium-230
	Radium-226
	Plomb-210
	Polonium-210
Chaîne de désintégration du thorium	Thorium-232 (thorium naturel)
	*Radium-228
	*Thorium-228
	*Radium-224

*En général peu important à moins que le résidu contienne des concentrations non négligeables de thorium-232.

Tableau 4.6 — Analyse des radionucléides dans les résidus en fonction de la granulométrie

Résultats donnés en Bq/g sauf indication contraire

		Tamis Tyler					
			70	100	140	200	400
		Taille des particules (μm)					
Décharge	Radioisotope	>212	150-212	106-150	75-106	38-75	<38
Stanrock (Inactive)	Plomb-210	—	—	—	—	—	16,5
	Polonium-210	—	—	—	—	—	7,8
	Radium-226	0,67	1,7	0,67	3,6	1,0	8,15
	Radium-228	—	—	—	—	—	2,0
	Thorium-228	0,056	0,18	0,32	2,6	0,85	1,7
	Thorium-230	0,11	0,48	0,70	0,44	0,70	1,8
	Thorium-232	0,026	0,085	0,21	0,21	0,70	0,41
	Uranium-234	—	0,18	—	2,6	—	0,70
	Uranium-235	—	—	—	—	—	0,008
	Uranium-238	—	—	—	—	—	0,21
	Uranium ('Natural'-mesuré en μg/g)	5	9	10	13	15	—
Nordic (Inactive)	Plomb-210	—	—	—	—	—	8,90
	Polonium-210	—	—	—	—	—	2,6
	Radium-226	3,7	2,0	1,3	0,37	0,52	20,5
	Radium-228	—	—	—	—	—	—
	Thorium-228	0,22	0,12	0,21	0,070	0,33	0,67
	Thorium-230	1,1	0,59	0,89	0,31	1,3	1,5
	Thorium-232	0,096	0,044	0,096	0,041	0,17	0,15
	Uranium-234	—	—	—	—	—	0,67
	Uranium-235	—	—	—	—	—	0,008
	Uranium-238	—	—	—	—	—	0,18
	Uranium ('Natural'-mesuré en μg/g)	11	9	11	12	13	—
Long Lake (Active)	Plomb-210	—	—	—	—	—	—
	Polonium-210	—	—	—	—	—	—
	Radium-226	2,1	1,9	0,89	0,37	6,70	2,3
	Radium-228	—	—	—	—	—	3,7
	Thorium-228	0,089	0,16	0,10	0,31	0,37	0,96
	Thorium-230	0,63	0,48	0,67	1,6	1,1	5,6
	Thorium-232	0,085	0,067	0,096	0,26	0,37	0,93
	Uranium-234	0,41	—	—	—	—	—
	Uranium-235	0,012	—	—	—	—	—
	Uranium-238	0,30	—	—	—	—	—
	Uranium ('Natural'-mesuré en μg/g)	—	22	38	21	52	87
Quirke (Active)	Plomb-210	—	—	—	—	—	—
	Polonium-210	—	—	—	—	—	—
	Radium-226	1,0	9,25	0,52	6,70	1,1	35,0
	Radium-228	—	—	—	—	—	—
	Thorium-228	0,16	0,093	0,19	0,48	0,26	1,1
	Thorium-230	1,4	0,59	1,7	3,0	1,9	10,5
	Thorium-232	0,11	0,078	0,13	0,37	0,23	1,1
	Uranium-234	0,29	—	—	—	—	—
	Uranium-235	0,010	—	—	—	—	—
	Uranium-238	0,21	—	—	—	—	—
	Uranium ('Natural'-mesuré en μg/g)	—	60	48	35	52	113

Nota
Analyse non effectuée pour les radioisotopes marqués '—'.

Reproduction du tableau 3.7, Volume II de Elliot Lake Environmental Assessment par James F. MacLaren (1978).

Il est aussi important de conserver les carottes de résidus dans des récipients ou dans des tubes bien hermétiques pour éviter la perte de radon et, partant, de produits de filiation du radon.

4.5.5 Méthodes d'analyse en laboratoire

Les analyses de radionucléides consistent généralement en séparations chimiques suivies du comptage de rayonnement (alpha, beta ou gamma) particulier aux radionucléides analysés, à l'aide de systèmes de comptage ayant une capacité de discrimination énergétique. On peut trouver des détails sur les techniques standard dans Smithson et coll. (1978). (Nota: Un manuel révisé sur les techniques d'analyse des radionucléides est en préparation dans le cadre d'un contrat avec le PNRRU et sera disponible en 1985.)

4.6 Assurance de la qualité pour l'échantillonnage de solides

Une carotte de sol peut être dérangée à tout moment entre le début du carottage et le moment auquel la carotte est extraite (ASCE, 1976). Voici quelques-unes des causes de dérangement les plus importantes:

1) *Pendant le forage du trou de sonde*
   - — Mauvais nettoyage du trou de sonde. La profondeur à laquelle le trou de sonde est nettoyé devrait être vérifiée régulièrement à l'aide d'un ruban de sondage;
   - — Charge hydrostatique insuffisante dans le trou de sonde. Dans le sable, le niveau de l'eau dans le trou de sonde devrait, si possible, être maintenu au-dessus du niveau piézométrique de la formation étudiée, sinon le sol au fond du trou de sonde peut s'ébouler;
   - — Utilisation d'une trop grosse pompe qui pourrait faire s'ébouler le sol à la base du trou de sonde.
2) *Pendant le carottage*
   - — Carottiers à parois beaucoup trop épaisses;
   - — Vibration excessive.
3) *Pendant la récupération de la carotte*
   - — Les échantillons non dérangés ne doivent pas être bousculés ou cognés.
4) *Pendant le transport des carottes au laboratoire*
   - — Les carottes destinées à des essais géotechniques détaillés ne doivent pas être exposées au gel;
   - — Les carottes non dérangées doivent être transportées avec soin dans des caisses en bois, séparées par du polystyrène, des copeaux de bois, etc.

Parmi les facteurs susmentionnés, ceux concernant le forage du trou de sonde sont les plus importants. Il est essentiel que l'ingénieur, l'hydrogéologue ou le technicien surveillant les opérations connaissent à tout moment la profondeur jusqu'à la base de la chaîne de forage, le niveau de l'eau à l'intérieur du trou de sonde et le niveau probable à l'extérieur, ainsi que la profondeur à laquelle le trou de sonde est ouvert. Toute variation du niveau de l'eau pendant le forage doit aussi être notée.

L'enregistrement précis et détaillé des observations et des données recueillies sur le terrain est un élément essentiel du programme d'échantillonnage des résidus solides. Les données recueillies sur le terrain comprennent les emplacements et les profondeurs du carottage, le type de carottage, les méthodes utilisées, les caractéristiques de la carotte et les mesures effectuées sur le terrain. La meilleure façon de consigner les données de terrain consiste à remplir une fiche de sondage préparée à l'avance. On est sûr ainsi de noter toutes les observations pertinentes et d'enregistrer les données de façon uniformisée. Un exemple de fiche de sondage est illustré à la figure 4.10.

La caractérisation radiologique des résidus comprend des mesures sur le terrain et des analyses en laboratoire qui nécessitent, dans les deux cas, des programmes d'assurance de qualité.

Les instruments portatifs de mesure des rayonnements utilisés pour les essais in situ doivent donner des mesures exprimables dans des unités normalisées. Ainsi, avant d'être utilisé, chaque instrument doit être étalonné avec une source de référence connue. Pour les détecteurs de rayonnements gamma et béta, cela signifie qu'on doit mesurer les taux d'exposition à certaines distances fixes de la source. On tient compte de la désintégration de la source et on calcule les taux d'exposition à chaque distance. Les potentiomètres d'étalonnage de l'instrument sont alors réglés pour indiquer les taux d'exposition calculés aux distances spécifiées. Sinon, si l'instrument utilise d'autres unités de mesure (par exemple, coup/s), on note les valeurs mesurées. Si possible, tous les instruments devraient être étalonnés près du centre de l'échelle dans chaque plage d'exposition.

Pour les rayons gamma, on utilise couramment le radium-226 comme source d'étalonnage. On peut aussi utiliser des échantillons de résidus normalisés. L'étalonnage des instruments de mesure du rayonnement béta peut se faire avec une source de technetium-99.

Après l'étalonnage initial, les instruments doivent être vérifiés quotidiennement à une distance de référence des sources d'étalonnage. On doit vérifier la batterie des instruments autonomes avant chaque série de mesures.

En ce qui concerne l'assurance de la qualité pour les analyses de radionucléides en laboratoire, on étalonnera le système complet de comptage à l'aide de matériaux de référence désignés par la U.S. Nuclear Regulatory Commission ou le National Bureau of Standards. Fondamentalement, toutes les mesures, depuis la séparation chimique jusqu'au comptage, sont effectuées à l'aide de sources de reférence correspondant au radionucléide analysé. Les techniques utilisées sont examinées en détail dans Smithson et coll. (1978) (voir section 4.5.5).

4.7 Coûts du programme

Le coût d'un programme d'échantillonnage des résidus solides dépendra de l'intensité du programme; nombre de points d'échantillonnage et de carottes recueillies; profondeur de carottage; et techniques de carottage utilisées. On trouvera ci-dessous des estimations du coût unitaire pour plusieurs méthodes fondamentales de carottage et d'analyse. On peut utiliser ces coûts pour estimer les coûts globaux du programme.

Le carottage manuel de résidus solides à l'aide de tubes à parois mince, pour la récupération de carottes continues à de faibles profondeurs, nécessite deux personnes sur le terrain et fournit en général approximativement 1 à 2 mètres de carotte par heure.

Les méthodes de carottage mécanisé, pour la récupération de carottes de résidus solides à l'aide d'un carottier fendu, à tube Shelby ou à piston permettent d'avancer à des taux de 2 à 4 mètres par heure pour le carottage au carottier fendu à des intervalles de 1,5 mètre, mais à des taux de seulement 1 à 2 mètres par heure pour un carottage continu ou avec les carottiers Shelby ou à piston. Les méthodes utilisant la tour de forage nécessitent un foreur, un aide-foreur et un superviseur. Normalement, les coûts horaires pour une tour de forage avec un foreur et un aide vont de 75 à 100 dollars par heure (coûts 1984).

Les essais in situ comme les essais de pénétration au cône et les essais de cisaillement au scissomètre nécessitent aussi une tour de forage. Dans les essais de pénétration au cône, les taux d'avancement sont normalement de 5 à 10 mètres par heure. Un essai de cisaillement au scissomètre prend de 15 à 30 minutes.

Les méthodes de carottage manuel et mécanisé et les méthodes d'essais in situ nécessitent généralement la présence sur le terrain de spécialistes expérimentés pour superviser les opérations, enregistrer avec précision les observations et les mesures ainsi que pour récupérer et conserver correctement les carottes. En général, les honoraires des spécialistes dans ce domaine varient de 25 à 35 dollars par heure pour des techniciens et de 35 à 50 dollars par heure pour des ingénieurs et des hydrogéologues (coûts 1984).

FORM GA-F-1

FIELD BOREHOLE LOG

JOB No. 80-11 JOB NAME TAILINGS STUDY DATE MAY 24 1983 BOREHOLE No. 14
BH LOCATION 65 M EAST OF DAM A ELEVATION 7001.0 (observed from) MINE ENG. DATUM MINE
TYPE OF RIG CME-75 CONTRACTOR NORTHERN DRILLER SAM SMITH
CASING HAMMER WT. - LB. DROP. - INCHES SAMPLER HAMMER WT. 140 LB. DROP. 30 INCHES
TEMPERATURE 55 °F WEATHER SUNNY, WINDY

SAMPLE CONDITIONS: DISTURBED, FAIR, GOOD, LOST
AS - AUGER SAMPLE; CS - CHUNK SAMPLE; WS - WASH SAMPLE; DS - DRIVEN SAMPLE; FS - FOIL SAMPLE
DO - DRIVE OPEN; TO - THIN-WALLED, OPEN; TP - THIN-WALLED, PISTON; ST - SLOTTED TUBE; RC - ROCK CORE
SA - SAMPLE; CA - CASING; WL - WATER LEVEL; V - IN SITU VANE SHEAR TEST
WH - WEIGHT, HAMMER; PH - PRESSURE, HYDRAULIC; PM - PRESSURE, MANUAL; PL - PRESSURE, LEVER

METHOD	CASING	SOIL STRATIGRAPHY: DESCRIPTION	GRAPHIC	DEPTH	WATER	SAMPLES: CASING	TYPE	#	BLOWS	RECOVERY	SAMPLE DESCRIPTIONS AND BORING NOTES
											TIME 8:00 AM; DEPTH OF HOLE -; DEPTH TO W.L. -; DEPTH OF CASING -
											MOBILIZED EVENING OF MAY 23
											STARTED DRILLING 8:00 AM
		GROUND SURFACE		0							AUGERED TO 5'
		LOOSE REDDISH BROWN SILTY SAND TAILINGS		2							
				4							(SA #1) LOOSE REDDISH BROWN SILTY SAND TAILINGS
3¼" I.D. HOLLOW STEM POWER AUGER	UNCASED			6	WET	X	2" O.D.	1	19/18	14/24"	THIN (2 mm) SILT LAMINAE
				8							AUGERED TO 10'
		GREY SILTY SAND TAILINGS		10	WET	X	2" O.D.	2	15/18	8/24"	(SA #2) COMPACT GREY SILTY SAND TAILINGS
				12							AUGERED TO 15'
				14							
				16	WET	X	2" O.D.	3	18/18	12/24"	(SA #3) LOOSE GREY SILTY SAND TAILINGS
				18							THIN RED BROWN ORGANIC LAMINAE AT 16.0' - 16.5'
				20							AUGERED TO 20'
		COMPACT GREY MEDIUM SAND TAILINGS, SOME SILT		22	WET	X	2" O.D.	4	18/18	13/24"	(SA #4) COMPACT GREY MEDIUM SAND TAILINGS, SOME SILT
				24							AUGERED TO 25'
				26	WET	X	2" O.D.	5	18/18	8/24"	(SA #5) COMPACT GREY MEDIUM SAND TAILINGS, TRACE SILT
				28							AUGERED TO 30'
		DENSE BROWN MED. SAND, SOME GRAVEL		30	WET	X	2" O.D.	6	19/18	15/24"	(SA #6) DENSE BROWN MEDIUM SAND, SOME GRAVEL
				32							REFUSAL AT 34'
				34							GRINDING OF AUGERS - PROBABLY BEDROCK
		END OF HOLE (REFUSAL)		36							PIEZOMETER INSTALLATION OH-14-T
											1¼" PVC PIPE WITH 6" VYON INTAKE
											0' - 29' CAVED MATERIAL
											29' - 30' BENTONITE PELLET SEAL
											30' - 34' SILICA SAND BACKFILL
											32' - 32.5' PIEZOMETER INTAKE

SPECIAL NOTES: (Groundwater conditions etc.)

TIME 8:00 AM - 1:00 PM HOURS PRODUCTIVE 4.5 HR.
HOURS STANDBY 1/2 HR. (REFUELLING) HOURS DELAYED -
DEPTH OF HOLE 34' DEPTH OF CASING - DEPTH TO W.L. 3'
ENGINEER John Doe

Golder Associates

JOB No. 80-11
BOREHOLE No. 14
DEPTH 0 TO 34'

Fig. 4.10 — Exemple de fiche de sondage

4.8 RÉFÉRENCES

Acker, W.L. (1974). Basic Procedures for Soil Sampling and Core Drilling, Scranton (Pennsylvannie): Acker Drill Co. Inc.

Arman, A., Poplin J.K. et Ahmad N. (1975). "A study of the vane shear". Compte rendu de la conférence In Situ Measurement of Soil Properties, vol. 1-4, American Society of Civil Engineers, Geotechnical Engineering Division, vol. 1, pp. 93-120.

American Society of Civil Engineers (ASCE) (1976). "Subsurface investigation for design and construction of foundations for buildings". Manuel ASCE nº 56.

ASCE (1981). "In-situ testing to evaluate liquefaction susceptibility: Session nº 24, ASCE National Convention, St. Louis (Missouri)". Rapport ASCE 81-544.

ASCE (1982). "Dynamic stability of tailings dams: ASCE National Convention, New Orleans (Louisiana)". Nouvelle édition ASCE 82-539.

American Society for Testing and Materials (ASTM) (1983). Révision annuelle, Partie 04.08: Soil and Rock; Building Stones; Peat.

- D421-58 Method of dry preparation of soil samples for particle size analysis and determination of soil constants.
- D422-63 Method for particle-size analysis of soils.
- D1452-80 Practice for soil investigations and sampling by auger borings.
- D1557-78 Test methods for moisture-density relations of soils and soil-aggregate mixtures.
- D1586-67 Method for penetration test and split-barrel sampling of soils.
- D1587-74 Method for thin-walled tube sampling of soils.
- D2216-80 Method for laboratory determination of water (moisture) content of soil, rock and soil-aggregate mixtures.
- D2217-66 Method for wet preparation of soil samples for particle-size analysis and determination of soil constants.
- D2488-69 Recommended practice for description of soils (visual-manual methods).
- D2573-72 Method for field vane shear test in cohesive soil.
- D3080-72 Method for direct shear test of soils under consolidated drained conditions.
- D3441-79 Method of deep, quasi-static, cone and friction-cone penetration tests of soil.

Baguelin, F. et Jezequel, J.F. (1980). "French self-boring pressuremeter, PAF 68-PAF 72 et PAF 76". Rapport nº FHWA-TS-80-202, Federal Highway Administration, Washington (D.C.).

Black, C.A. (1965). "Methods of soil analysis" Monographie nº 9. American Society of Agronomy.

Broms, B.B. (1980). "Soil sampling in Europe: state of the art". Journal of Geotechnical Engineering Division, American Society of Civil Engineers vol. 106, GT-1, pp. 65-100.

David, M. (1977). Geostatistical Ore Reserve Estimation. Elsevier, Amsterdam.

Donaldson, E.M. (1980). "Methods for the analysis of ores, rocks and related materials". Monographie 881 du CANMET, Énergie, Mines et Ressources Canada, Ottawa (Ontario).

Duncan, D.W. (1972). "Measurement of acid producing potential — project report". British Columbia Research Foundation, Division of Applied Biology.

Environnement Canada (1983). "Sampling for water quality". Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa (Ontario).

Federal Highway Administration (FHA) (1977). "Guidelines for cone penetration tests performance and design". Rapport TS de la FHWA.

Hvorslev, M.J. (1949). Subsurface Exploration and Sampling of Soils for Civil Engineering Purposes. Réimprimé par la Engineering Foundation, New York.

James F. MacLaren Limited (1978). Environmental Assessment of Proposed Elliot Lake Uranium Mines Expansion, vol. 4 — Environmental Assessment.

Johnson, W.M. et Maxwell, J.A. (1981). Rock and Mineral Analysis. Toronto: J. Wiley and Sons Inc.

Keys, W.S. et MacCarty, L.M. (1971). "Application of borehole geophysics to water-resources investigations". In Techniques of Water-Resources Investigations of the U.S. Geological Survey. Livre 2.

Mittal, H.K. et Morgenstern, N.R. (1975). "Parameters for the design of tailings dams". Canadian Geotechnical Journal, vol. 12, pp. 235-261.

NAVFAC (1982). Soil mechanics — Design Manual 7.1. Department of the Navy, Navy Facilities Engineering Command.

Patterson, R.J., Frape, S.K., Dykes, L.S. et McLeod, R.A. (1978). "A coring and squeezing technique for the detailed study of subsurface water chemistry". Canadian Journal of Earth Sciences, vol. 15, pp. 162-169.

Sangerlat, G. (1972). The Penetrometer and Soil Exploration. Elsevier Publishing Co.

Schmertman, J.H. (1975). "Measurement of in-situ shear strength". Compte rendu de la Conférence In-Situ Measurement or Soil Properties. American Society of Civil Engineers.

Smithson, G.L., Dalton, J.L. et Mason, G.L. (1978). "Radiochemical procedure for determination of selected members of the uranium and thorium series". Rapport 78-22, CANMET, Énergie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.

Telford, W.M., Geldart, L.P., Sheriff, R.E. et Keys, D.A. (1976). Applied Geophysics. New York: Cambridge University Press.

U.S. Department of the Interior (1974). Earth Manual. Bureau of Reclamation, 2e édition.

Worth, C.P. (1980). "Cambridge in-situ probe, PAF 68-PAF 72 et PAF 76". Rapport nº FHWA-TS-80-202. Washington (D.C.): Federal Highway Administration.

Wilson, S.D. et Ohya, S. (1981). "Present state of site investigation". Compte rendu de la dizième Conférence internationale sur la mécanique des sols et le génie des fondations, pp. 425-475.

5. EAU SUPERFICIELLE ET SUINTEMENT

5.1 Objectifs

La migration de substances chimiques ou radioactives d'une décharge de résidus d'uranium dans l'eau de ruissellement superficiel ou dans l'eau de suintement localisé peut avoir un effet important sur les lacs et cours d'eau environnants. Par conséquent, l'objectif d'un programme d'échantillonnage des eaux de ruissellement superficiel et de suintement dans une décharge de résidus est de caractériser la quantité et la qualité des eaux de ruissellement superficiel et de suintement s'écoulant de la décharge d'uranium afin d'évaluer les effets environnementaux potentiels.

Les eaux de ruissellement superficiel sont les eaux qui quittent une décharge de résidus et qui s'écoulent en surface. Ces eaux peuvent provenir de précipitations, d'eaux superficielles ayant leur origine à l'extérieur de la décharge ou d'eaux interstitielles se déversant dans les eaux superficielles à l'intérieur de la décharge de résidus. Les eaux de suintement sont les eaux interstitielles qui émergent du sol et se déversent dans les eaux superficielles aux environs immédiats (à moins de dix mètres) d'une décharge de résidus. Ces eaux diffèrent des eaux interstitielles qui s'exfiltrent des résidus dans le système d'eau souterraine et ne se déversent pas immédiatement dans les eaux superficielles.

La caractérisation des eaux de ruissellement superficiel et de suintement est aussi importante pour le calcul d'un bilan hydrologique global dans une décharge de résidus. On peut utiliser le bilan hydrologique pour évaluer la quantité de précipitation qui s'infiltre dans les résidus et, par conséquent, la quantité qui s'exfiltre des résidus dans le système d'eau souterraine.

5.2 Choix des lieux d'échantillonnage

Pour évaluer l'effet potentiel des eaux de ruissellement superficiel sur l'environnement immédiat, les lieux d'échantillonnage sont normalement situés aux endroits où les eaux superficielles se rassemblent sur la décharge ou quittent la décharge. À ces endroits, on peut mesurer la quantité et la qualité des eaux de ruissellement pour estimer les charges dans les nappes d'eau superficielle au voisinage de la décharge. Pour calculer un bilan hydrologique dans une décharge de résidus, les lieux d'échantillonnage doivent aussi être situés aux endroits où les eaux superficielles entrent dans la décharge et à des endroits choisis où ces eaux superficielles se rassemblent ou se déplacent dans la décharge. À ces endroits, on peut mesurer la quantité et la qualité des eaux superficielles pour déterminer les variations quantitatives ou qualitatives lorsque les eaux superficielles s'écoulent à travers la décharge.

L'échantillonnage des eaux de suintement dans une décharge de résidus se fait aux endroits où on observe l'émergence. Les sources d'eau de suintement peuvent être diffuses, comme une série d'émergences le long du pied d'un barrage, ou elles peuvent être très localisées comme une émergence à travers une fissure dans le socle. Quelle que soit la nature de la source d'eau de suintement, il est préférable d'échantillonner le plus près possible du point d'émergence de façon à obtenir des mesures quantitatives et qualitatives représentatives et à réduire au minimum l'effet de l'adsorption par le sol.

5.3 Eau superficielle

5.3.1 Mesures d'écoulement

Les écoulements d'eau superficielle dans les décharges de résidus et aux alentours peuvent être des cours d'eau, des canaux, des fossés et des exutoires d'étang. Dans tous les cas, la technique fondamentale d'évaluation de l'écoulement consiste à établir une "courbe des débits jaugés" sur chaque emplacement spécifique. Cette courbe relie la profondeur de l'eau et le débit obtenu lors de mesures répétées sur une grande gamme d'écoulements. Les mesures de profondeur sont faites à l'aide d'une échelle limnimétrique, d'un détecteur à flotteur, d'un détecteur de pression ou d'un détecteur électronique. Normalement, les mesures d'écoulement nécessaires à l'établissement des courbes des débits jaugés sont faites à l'aide de moulinets et de calculs de surface du cours d'eau. Cette méthode de mesure de l'écoulement est décrite dans ASTM (1983) vol. 11.01: D3858-79. On peut aussi utiliser les méthodes vitesse-superficie pour des mesures ponctuelles périodiques.

Les échelles limnimétriques sont relativement peu coûteuses et nécessitent peu d'entretien. Lorsqu'on utilise une échelle limnimétrique, les débits mesurés sont les débits existants au moment de la lecture. Pour des mesures plus fréquentes ou continues du débit, on peut connecter des instruments de mesure de la profondeur à flotteur, manométriques ou électroniques à des enregistreurs automatiques. Les enregistreurs sont plus coûteux mais les données obtenues permettent de mieux comprendre le comportement de l'écoulement et les appareils ne nécessitent pas de contrôles fréquents.

Que la méthode de lecture de la profondeur soit manuelle ou automatique, l'emplacement des stations de mesure doit être tel qu'il n'y ait pas d'effets de remous ou d'autres conditions susceptibles d'introduire des erreurs dans les mesures.

En général, les eaux de ruissellement superficiel s'écoulent d'une décharge de résidus par l'intermédiaire d'un étang collecteur. On peut mesurer ces débits de sortie à l'aide de déversoirs ou de canaux de mesure de débit.

On utilise le plus souvent des déversoirs en V ou rectangulaires car les canaux de mesure de débit sont relativement plus coûteux et difficiles à installer correctement. Un exemple d'un petit déversoir en V est illustré à la figure 5.1. Les déversoirs en V conviennent surtout à la mesure de débits relativement faibles (inférieurs à 0,3 m^3/s ou 10 pi^3) mais il y a plus de risques d'obstruction par des débris flottants. On peut aussi obtenir les écoulements à travers des déversoirs et des canaux de mesure de débit en mesurant la profondeur de l'eau et en utilisant une courbe de débits jaugés correspondant au type d'installation. On peut enregistrer la profondeur manuellement ou automatiquement. Les techniques de mesure d'écoulement sont décrites en détail dans ASTM, vol. 11.01: D2034-68 et D1941-67.

5.3.2 Échantillonnage chimique

5.3.2.1 Paramètres

En ce qui concerne l'échantillonnage des eaux de ruissellement superficiel d'une décharge de résidus, il existe une grande variété de paramètres chimiques et radiologiques potentiellement importants. Les paramètres clés sont donnés au tableau 5.1. Il s'agit de divers paramètres indicateurs comme le pH, la conductance électrique (CE), les solides dissous totaux (SDT), les principaux ions, les métaux traces et les radionucléides. Pour une décharge de résidus donnée, cette liste peut servir de base pour le choix des paramètres d'échantillonnage appropriés, mais on peut ajouter ou retrancher des paramètres suivant les caractéristiques du site comme la composition chimique des résidus solides et des effluents de l'usine de concentration ou les exigences des organismes régulateurs.

5.3.2.2 Méthodes de prélèvement des échantillons

Le type le plus courant d'échantillon d'eau superficielle est ce qu'on appelle l'échantillon instantané. Un échantillon instantané représente les conditions existant au lieu d'échantillonnage au moment du prélèvement. Pour recueillir des échantillons instantanés, on immerge le récipient dans le cours d'eau à étudier et on le remplit. Il est préférable que le récipient soit maintenu bien en dessous de la surface (à mi-profondeur si possible), mais cela n'est pas toujours possible dans les cours d'eau peu profonds. Si possible, les échantillons doivent aussi être prélevés au milieu du cours d'eau ou du canal.

Dans des nappes d'eau profondes telles que les étangs ou les lacs, on peut recueillir des échantillons instantanés à la surface (à environ 0,5 mètre), à des profondeurs spécifiques, ou on peut recueillir des échantillons composés représentatifs de la colonne

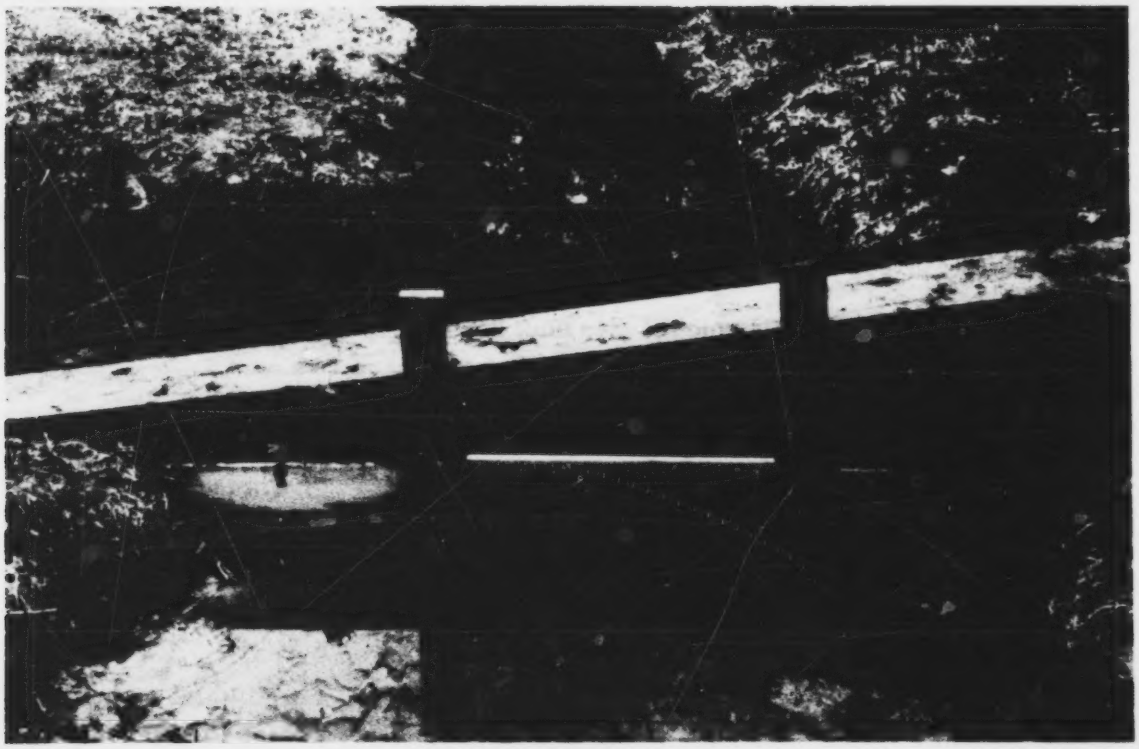


Fig. 5.1 — Exemple d'un petit déversoir en V en contre-plaqué

d'eau suivant le but du programme d'échantillonnage. Diverses techniques d'échantillonnage de l'eau superficielle sont décrites par Environnement Canada (1983). Un exemple d'échantillonneur Kemmerer pour des prélèvements à des profondeurs spécifiques est illustré à la figure 5.2. Ce type d'échantillonneur est descendu ouvert à la profondeur désirée puis il est bouché par l'intermédiaire d'un messager pour conserver l'échantillon. Un type courant d'échantillonneur pour recueillir des échantillons composés représentatifs de la colonne d'eau consiste en une bouteille vide de 2 litres qu'on fait descendre au fond et qu'on relève à vitesse constante de telle sorte que la bouteille soit juste remplie lorsqu'elle atteint la surface.

Le personnel chargé de l'échantillonnage doit connaître la zone où les échantillons sont recueillis. Avant le prélèvement, les personnes chargées de l'échantillonnage doivent parcourir l'emplacement et noter tout ce qui pourrait influer sur la qualité de l'échantillon. Dans la mesure du possible, les échantillons devraient être prélevés en amont des étranglements (ponceau, pont, etc.) ou d'autres éléments susceptibles de modifier la qualité de l'eau au lieu d'échantillonnage. Le principal objectif est de recueillir des échantillons représentatifs des conditions au lieu d'échantillonnage. Il faut faire attention de ne pas introduire de débris flottants, comme des feuilles, dans l'échantillon. L'effet de prélever un échantillon peut remuer les sédiments sur les rives ou au fond et il faut aussi essayer d'éviter cette turbidité.

On obtient un échantillon composé en mélangeant plusieurs échantillons instantanés de volumes égaux ou pondérés dans un seul contenant. Des échantillons composés fournissent des estimations de la qualité moyenne de l'eau et permettent d'éviter d'analyser plusieurs échantillons instantanés. Les échantillons composés peuvent être composés en fonction du temps ou composés proportionnellement en fonction de l'écoulement. Pour obtenir des échantillons composés en fonction du temps, on mélange des volumes égaux recueillis

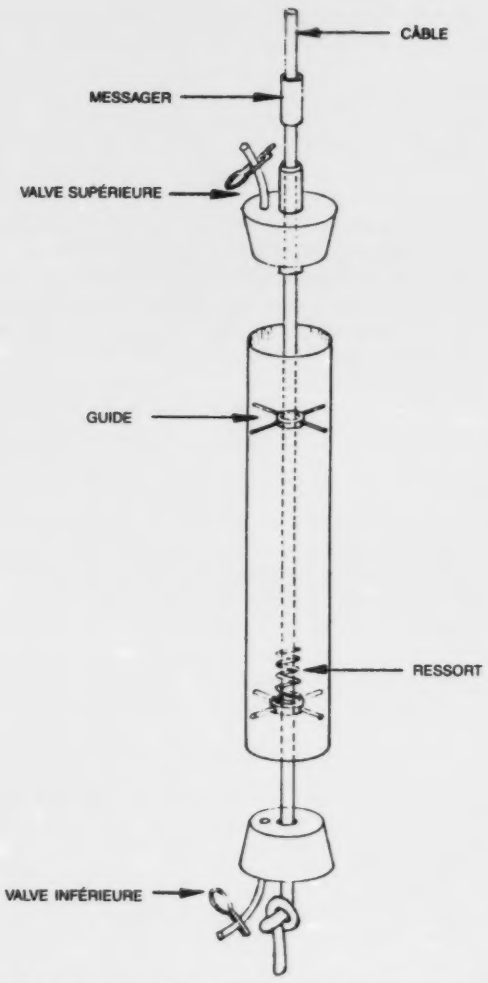


Fig. 5.2 — Exemple d'échantillonneur d'eau pour le prélèvement d'échantillons à des profondeurs spécifiques (Kemmerer)

Tableau 5.1 — Paramètres clés pour l'échantillonnage de l'eau

pH	
Conductance électrique (CE)	
Température	
Oxygène dissous (OD)	
Solides dissous totaux (SDT)	
Solides en suspension totaux (SST)	
Acidité	
Alcalinité	
Principaux ions:	Calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorures, sulfates, nitrates, ammonium.
Métaux:	Fer, aluminium, arsenic, cadmium, cuivre, cobalt, plomb, nickel, zinc, molybdène.
Radionucléides:	Uranium total, thorium-232, radium-226, plomb-210.

à intervalles de temps réguliers. Par exemple, on peut mélanger 12 échantillons instantanés mensuels provenant d'un endroit spécifique pour estimer la qualité moyenne annuelle de l'eau à cet endroit. Pour préparer des échantillons composés proportionnellement en fonction de l'écoulement, on mélange des échantillons instantanés recueillis en divers endroits ou à divers moments, dont les volumes sont proportionnels aux écoulements au moment de l'échantillonnage. Par exemple, on peut préparer un échantillon composé proportionnellement en fonction de l'écoulement pour évaluer la qualité moyenne de l'eau superficielle se déversant dans un étang dans lequel se jettent plusieurs cours d'eau de débits différents. Dans ce cas, l'échantillon composé consisterait en diverses fractions d'échantillons instantanés recueillis dans chaque cours d'eau, le volume de chaque fraction étant proportionnel au débit à chaque point d'échantillonnage.

Il existe aussi des échantillonneurs automatiques qui recueillent des échantillons instantanés à intervalles de temps réguliers ou qui combinent les échantillons instantanés pour produire des échantillons composés. Les échantillonneurs automatiques sont relativement coûteux mais peuvent fonctionner sans surveillance.

5.3.2.3 Manipulation et conservation des échantillons

Avant de recueillir les échantillons, les personnes chargées de ce travail doivent savoir quels paramètres seront analysés. Le type de récipient, la taille du récipient et l'addition d'agents de conservation dépendent des paramètres étudiés (voir tableau 5.2). Lorsqu'on emploie certains agents de conservation, on ne peut plus analyser certains paramètres et les personnes chargées de l'échantillonnage doivent connaître ces restrictions et prendre les mesures appropriées pour éviter la contamination et s'assurer qu'elles ont recueilli un nombre suffisant d'échantillons. On peut souvent économiser du temps et éviter des problèmes si les personnes chargées de l'échantillonnage et celles chargées de l'analyse en laboratoire décident ensemble à l'avance des meilleures techniques de manipulation et de conservation des échantillons.

Tableau 5.2 — Manipulation et conservation des échantillons d'eau

Paramètre	Analyse sur le terrain	Récipient			Conservation avec HNO_3 à pH <2	Temps maximum de conservation
		Verre		Polyéthylène		
pH	X					–
Conductance électrique	X					–
Température	X					–
Oxygène dissous	X					–
SDT		X	ou	X		7 jours
SST		X	ou	X		7 jours
Acidité		X	ou	X		24 heures
Alcalinité		X	ou	X		24 heures
Calcium				X	X	6 mois
Magnésium				X	X	6 mois
Sodium				X	X	6 mois
Potassium				X	X	6 mois
Chlorure		X	ou	X		7 jours
Sulfate		X	ou	X		7 jours
Nitrate		X	ou	X		24 heures
Ammoniac				X		24 heures
Fer total				X	X	6 mois
Fer ferreux				X	X	24 heures
Aluminium				X	X	6 mois
Silice				X		7 jours
Arsenic				X	X	6 mois
Cadmium				X	X	6 mois
Cuivre				X	X	6 mois
Cobalt				X	X	6 mois
Plomb				X	X	6 mois
Nickel				X	X	6 mois
Zinc				X	X	6 mois
Uranium				X	X	6 mois
Thorium				X	X	6 mois
Radium-226				X	X	6 mois
Plomb-210				X	X	6 mois

Modifié d'après Environnement Canada (1983) et Environment Ontario (1981).
Tous les échantillons devraient être conservés à 4°C.

En général, les échantillons d'eau superficielle devraient être recueillis dans des récipients de 1 litre. Le polyéthylène est préférable car il est solide et ne réagit pas avec la plupart des constituants. Lorsqu'il n'y a pas d'agent de conservation dans la bouteille de prélèvement, il faut rincer la bouteille et le bouchon avec l'eau échantillonnée, plusieurs fois si possible.

Après le prélèvement, les échantillons doivent être gardés au frais (on recommande environ 4°C) jusqu'à ce qu'ils soient analysés. La conservation à basse température empêche des réactions chimiques telles que l'oxydation et la précipitation qui peuvent modifier la qualité de l'échantillon. Si on veut empêcher la croissance possible de micro-organismes, il faut aussi conserver les échantillons dans l'obscurité. Les échantillons doivent être envoyés dès que possible au laboratoire car leur composition peut changer avec le temps.

En général, les échantillons d'eau superficielle ne sont pas filtrés car on s'intéresse habituellement surtout aux concentrations "totales" (composants dissous et en suspension) lorsqu'on évalue la charge des eaux superficielles. Si on veut connaître la concentration en éléments dissous, on doit filtrer les échantillons avant

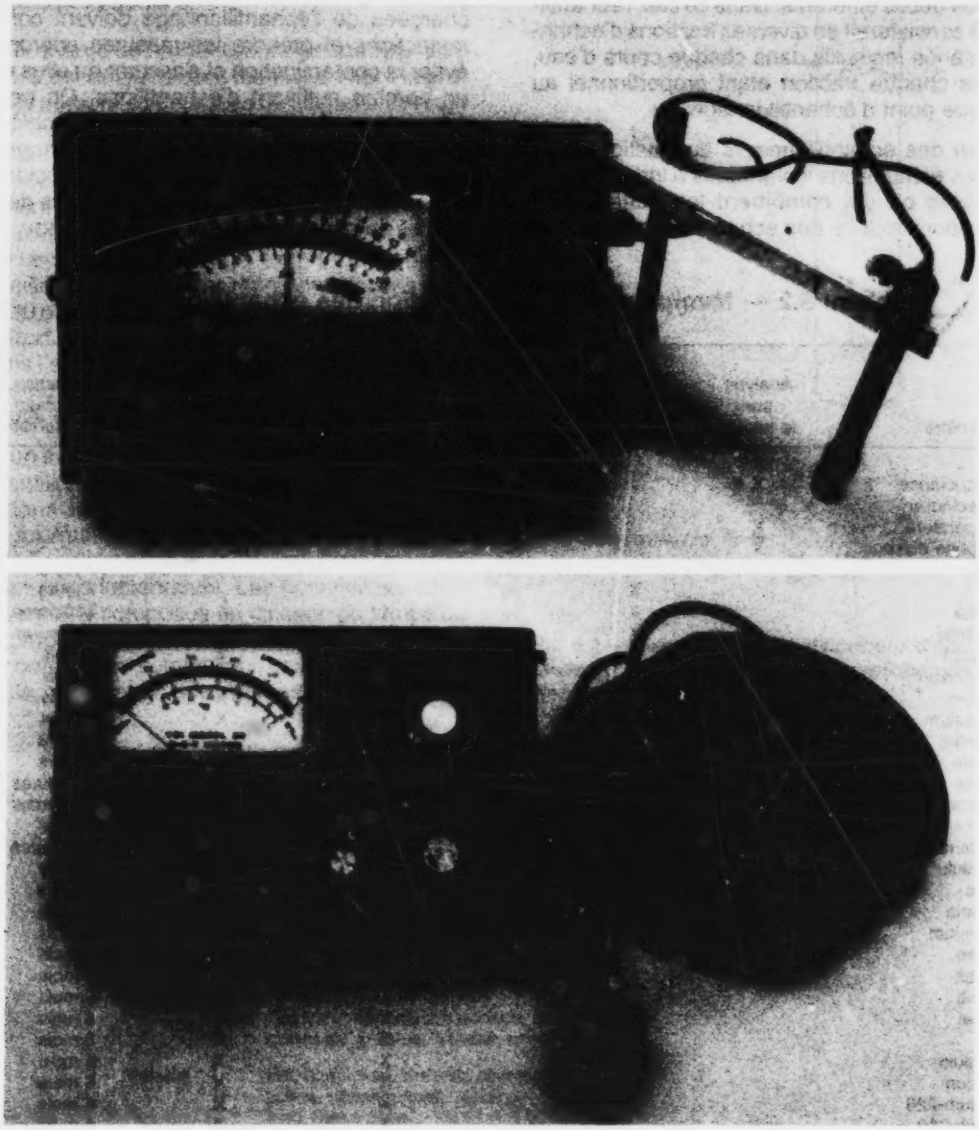


Fig. 5.3 — Appareils portatifs classiques de mesure du pH et de la conductance électrique
A. pH-mètre
B. Appareil de mesure de la conductance électrique

d'ajouter les agents de conservation. Les méthodes de filtration sont décrites à la section 6.6.3. Il faut noter que, bien qu'on utilise le plus souvent des membranes de 0,45 μm pour les échantillons d'eau, il n'y a pas de filtre standard accepté pour la préparation des échantillons destinés à l'analyse du radium dissous. Différents organismes ont utilisé des filtres variant entre 0,45 et 3,0 μm et ont obtenu des résultats différents.

5.3.2.4 Méthodes d'analyse

Les échantillons d'eau recueillis pour l'analyse du pH, de la conductance électrique, de la température et de l'oxygène dissous doivent être analysés sur le terrain immédiatement après le prélèvement en raison de la nature instable de ces paramètres. L'équipement d'essai portatif permet de mesurer immédiatement ces paramètres. Des exemples de pH-mètre et d'appareils de mesure de la conductivité électrique portatifs sont illustrés à la figure 5.3. On trouvera des descriptions détaillées des méthodes d'analyse et d'échantillonnage pour le matériel de mesure du pH, de la conductivité électrique et de l'oxygène dissous dans ASTM (1983) Volume 11.01: D1293-78, D1125-82 et D888-81. Des remarques spécifiques concernant les mesures sur le terrain sont données dans Environnement Canada (1983).

On peut analyser les échantillons d'eau superficielle prélevés dans les décharges de résidus d'uranium avec les mêmes méthodes que celles utilisées pour l'analyse d'autres types d'eaux et d'eaux d'égouts. Des méthodes de laboratoire normalisées pour l'analyse des paramètres chimiques et radiologiques sont décrites par Environnement Canada (1979), Environment Ontario (1981), l'American Public Health Association (1980), le U.S. Department of the Interior (1977) et dans ASTM (1983) Volume 11.01.

5.4 Suintement

5.4.1 Mesures de l'écoulement

Il n'est pas facile de mesurer le suintement à partir des décharges d'uranium car les écoulements sont généralement faibles et la dilution par les autres eaux superficielles peut être importante. Qu'il s'agisse de suintement diffus ou localisé, l'écoulement doit en quelque sorte être retenu ou recueilli lors d'une mesure de débit, en excluant les autres sources d'eau. Pour cela, il faudra peut-être construire des fossés collecteurs ou des puisards dans les zones de suintement. Lorsque le volume d'eau de suintement est élevé et lorsque les écoulements d'eau superficielle résultants sont substantiels, on peut se servir des méthodes de mesures de l'écoulement des eaux superficielles décrites à la section 5.3.1. Lorsque le volume d'eau de suintement est faible, comme c'est le cas dans les sols granuleux ou à travers les barrages en terre, et lorsqu'il est impossible de mesurer l'écoulement superficiel, on peut quelquefois estimer le suintement à l'aide d'appareils de mesure spéciaux.

Les appareils de mesure de suintement ont été utilisés pour l'étude du déversement d'eaux souterraines peu profondes dans des cours d'eaux et des lacs (Lee et Cherry, 1978: Lee et coll., 1980). Les appareils de mesure de suintement consistent en dispositifs de prélèvement installés sur le lit du cours d'eau ou du lac qui interceptent les eaux souterraines et mesurent le taux de déversement dans les eaux superficielles. Un exemple d'un appareil de mesure du suintement est illustré à la figure 5.4. Dans les zones de déversement des eaux souterraines ou de suintement, l'eau remonte dans l'appareil de mesure du suintement et remplit le sac de prélèvement. On mesure la vitesse à laquelle le sac de prélèvement se remplit et on calcule le taux de déversement des eaux souterraines ou de suintement. Pour déterminer les zones de déversement des eaux souterraines ou de suintement dans lesquelles on installera des appareils de mesures, on peut utiliser des mini-piézomètres. Un mini-piézomètre consiste en un piézomètre de petit diamètre (<1 cm) qu'on installe manuellement à de faibles profondeurs (<1 m) dans le lit du cours d'eau ou du lac (figure 5.5). Il y a déversement d'eau souterraine ou suintement lorsque les niveaux de l'eau dans les mini-piézomètres sont supérieurs au niveau de l'eau dans le cours d'eau ou dans le bassin.

5.4.2 Échantillonnage chimique

5.4.2.1 Paramètres

En ce qui concerne l'échantillonnage des eaux de suintement localisé, les principaux paramètres chimiques sont les mêmes que ceux donnés au tableau 5.1 pour l'échantillonnage des eaux superficielles. Ces paramètres sont les suivants: paramètres indicateurs, principaux ions, métaux et radionucléides. Comme pour les eaux superficielles, cette liste constitue une base pour le choix des paramètres à analyser, et on peut ajouter ou éliminer des paramètres suivant les caractéristiques du site.

5.4.2.2 Méthodes de prélèvement des échantillons

Lorsque le volume du suintement est important et lorsque l'écoulement d'eau superficielle résultant est substantiel, on peut utiliser les mêmes méthodes de prélèvement que celles décrites à la section 5.3.2.2 pour les eaux superficielles. Le plus souvent, on prélève des échantillons instantanés, mais on peut aussi se servir d'appareils d'échantillonnage automatiques.

Les échantillons d'eau provenant des appareils de mesure du suintement et des mini-piézomètres peuvent être recueillis au fur et à mesure que les sacs de prélèvement se remplissent. Les échantillons sont alors transférés dans des récipients appropriés pour être conservés. Cependant, il faut noter que la composition chimique de l'eau recueillie dans les appareils de mesure du suintement peut être modifiée par des réactions chimiques avec les sédiments au fond du lac ou du cours d'eau dans l'appareil de mesure du suintement. Par conséquent, il est généralement préférable d'utiliser les échantillons d'eau recueillis à partir des mini-piézomètres pour l'évaluation détaillée des caractéristiques chimiques des eaux de suintement.

5.4.2.3 Manipulation et conservation des échantillons

Les méthodes de manipulation et de conservation des échantillons décrites à la section 5.3.2.3 pour les échantillons d'eau superficielle s'appliquent aussi aux échantillons d'eau de suintement. Les méthodes recommandées pour la manipulation et la conservation des échantillons d'eau sont données au tableau 5.2. Comme on l'a vu à la section 5.3.2.3, les échantillons d'eau superficielle ne sont en général pas filtrés car on se sert habituellement des concentrations "totales" (éléments dissous et en suspension) pour évaluer les effets de la pollution sur les nappes d'eau superficielle avoisinantes. De la même façon, lorsqu'on s'intéresse aux effets de la pollution des eaux de suintement sur les

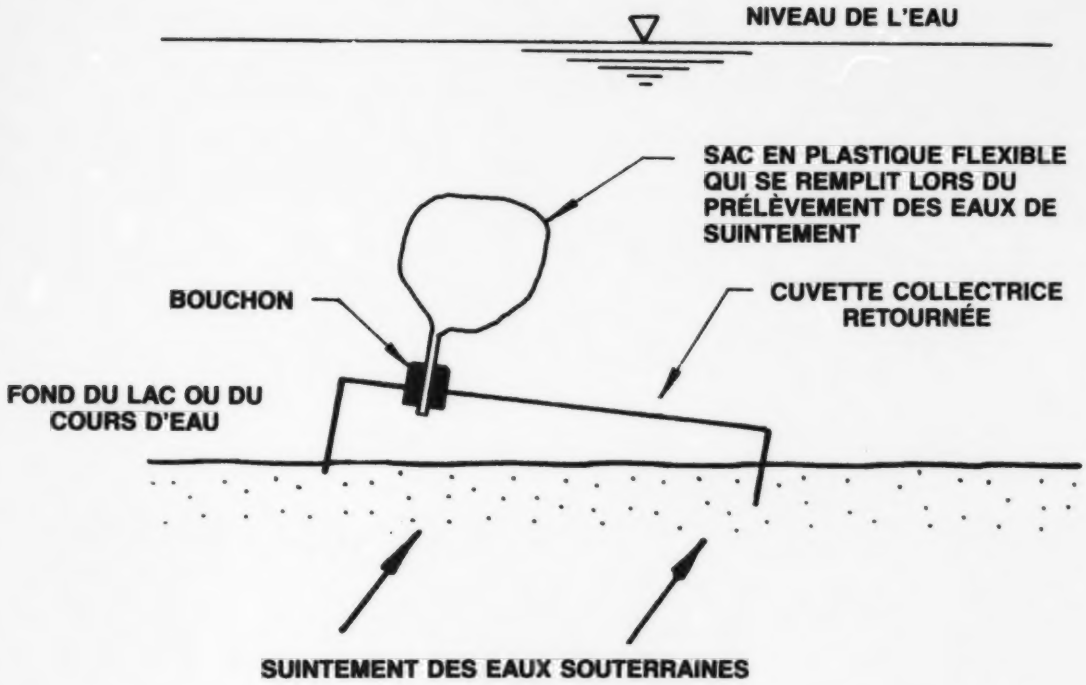


Fig. 5.4 — Appareils de mesure du suintement pour la détermination du taux de déversement des eaux souterraines dans les eaux superficielles

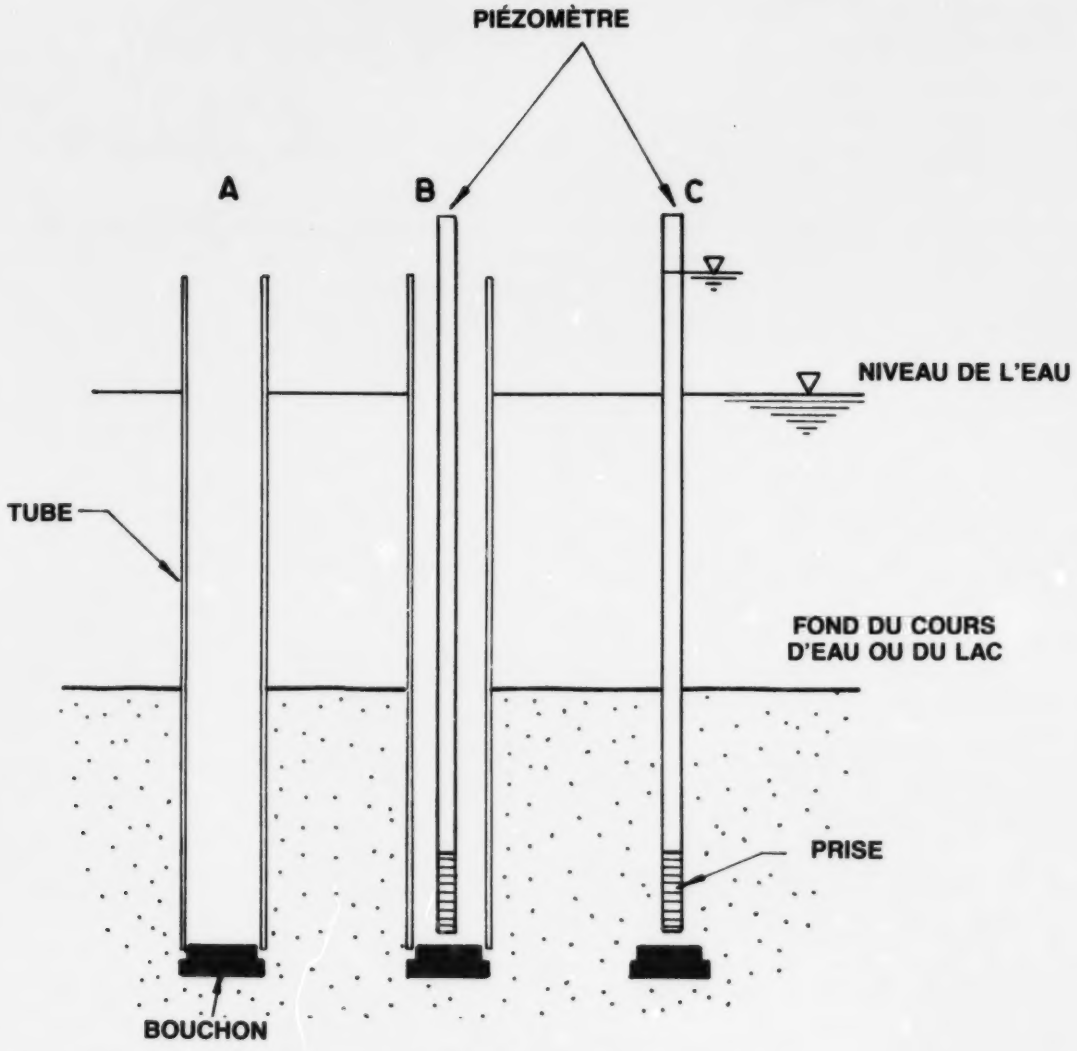


Fig. 5.5 — Installation d'un mini-piézomètre dans le lit d'un cours d'eau ou d'un lac
A. Enfoncement d'un tube avec bouchon amovible
B. Insertion du piézomètre dans le tube
C. Enlèvement du tube

eaux superficielles environnantes, les échantillons d'eau de suintement ne sont pas filtrés. Cependant, lorsqu'on veut se servir des échantillons d'eau de suintement pour caractériser les eaux interstitielles dont proviennent les eaux de suintement, on s'intéresse aux concentrations en éléments dissous et, par conséquent, les échantillons d'eau de suintement sont filtrés. Les méthodes de filtration des échantillons sont décrites à la section 6.6.3.

5.4.2.4 Méthodes d'analyse

Comme dans le cas des échantillons d'eau superficielle, on doit analyser les paramètres comme le pH, la conductance électrique, la température et l'oxygène dissous sur le terrain, immédiatement après le prélèvement. Les méthodes détaillées pour effectuer ces mesures sont données à la section 5.3.2.4.

Pour analyser les échantillons d'eau de suintement, on peut se servir des méthodes de laboratoire utilisées pour l'analyse d'autres types d'eaux et d'eaux d'égouts. Les méthodes normalisées pour l'analyse en laboratoire des paramètres chimiques et radiologiques sont décrites par Environnement Canada (1979), Environment Ontario (1981), l'American Public Health Association (1980), le U.S. Department of the Interior (1977) et dans ASTM (1983), Volume 11.01.

5.5 Assurance de la qualité pour l'échantillonnage de l'eau

5.5.1 Enregistrement des données de terrain

L'enregistrement précis et détaillé des données de terrain est un élément essentiel des programmes d'échantillonnage des eaux superficielles. Les données de terrain d'un programme d'échantillonnage comprennent les numéros d'identification des échantillons, les emplacements des lieux d'échantillonnage, les conditions météorologiques, les mesures et observations faites sur le terrain ainsi que le nombre et le type d'échantillons recueillis pour les analyses en laboratoire. Les résultats des analyses de qualité de l'eau ne peuvent être interprétés correctement sans ce type d'information. La meilleure façon de recueillir les données de terrain consiste à compléter des fiches d'échantillonnage préparées à l'avance. On est sûr ainsi de noter toutes les observations pertinentes et d'enregistrer les données de façon uniformisée. Un exemple de fiche d'échantillonnage de l'eau superficielle recommandée par Environnement Canada (1983) est illustré à la figure 5.6.

5.5.2 Contrôle de la qualité pour le prélèvement d'échantillons

Les méthodes et l'équipement utilisés dans les programmes d'échantillonnage de l'eau auront une influence importante sur la fiabilité des résultats. Par conséquent, les méthodes de contrôle de la qualité pour le prélèvement d'échantillons d'eau sont des éléments importants d'un programme détaillé d'échantillonnage de l'eau.

Les appareils d'échantillonnage et les récipients contenant les échantillons doivent être construits dans des matériaux qui ne modifieront pas la composition chimique des échantillons d'eau. Par exemple, comme on l'a vu à la section 5.3.2.3, les échantillons d'eau destinés à l'analyse de la silice, du sodium ou du potassium doivent être conservés dans des récipients en polyéthylène car les substances analysées sont contenues dans le verre et pourraient être lixiviées si l'eau est conservée dans un récipient en verre. La lixiviation de constituants pourrait conduire à des résultats trop élevés. De la même façon, les échantillons d'eau destinés à l'analyse des métaux lourds doivent être conservés dans des récipients en polyéthylène car les métaux lourds peuvent être adsorbés sur les parois des récipients en verre. L'adsorption de métaux pourrait conduire à des résultats trop faibles.

Il est aussi important que le matériel d'échantillonnage et les récipients contenant les échantillons soient nettoyés convenablement avant utilisation. Les méthodes de nettoyage des récipients à échantillons pour divers types d'analyse chimique sont décrites dans Environnement Canada (1983). En général, le nettoyage des récipients pour les paramètres qui nous intéressent dans les résidus d'uranium comprend:

— un rinçage à l'eau du robinet propre;
— un rinçage à l'acide dilué;
— un rinçage à l'eau distillée.

Si les récipients sont très sales, il faudra peut-être les laver avec un mélange d'eau et de détergent ou avec de l'acide chromique avant le rinçage final à l'acide et à l'eau distillée.

Comme on l'a vu à la section 5.3.2.3, les échantillons d'eau pour les analyses des cations, des métaux lourds et des radionucléides doivent être conservés en présence d'acide nitrique concentré à un pH <2. Il est très important que l'acide soit pur pour qu'il ne contamine pas les échantillons.

Étant donné les risques d'erreurs associés au matériel et à l'impureté des agents de conservation, on peut utiliser des blancs et des étalons afin de déterminer ces sources d'erreur.

Les blancs sont généralement utilisés pour évaluer la contamination possible des échantillons due au contact avec le matériel d'échantillonnage, les récipients ou les agents de conservation. Les blancs sont préparés sur le terrain avec de l'eau distillée analysée en laboratoire. On remplit l'échantillonneur avec l'eau distillée et le blanc est ensuite manipulé, conservé et analysé de la même façon que les échantillons d'eau recueillis. De cette façon, toute quantité non négligeable de composants dissous libérés dans les échantillons par le matériel d'échantillonnage, les récipients ou les agents de conservation apparaîtra dans l'analyse des blancs. S'il y a contamination des blancs, on peut effectuer des études plus détaillées pour déterminer la source de la contamination. Les étalons peuvent être utilisés pour évaluer la perte possible de constituants dissous par adsorption sur le matériel d'échantillonnage ou les récipients. Les étalons sont préparés avec des échantillons d'eau de concentration connue et sont traités de la même manière que les blancs. De cette façon, toute adsorption ou perte non négligeable de constituants dissous sera indiquée par une baisse de concentration dans les étalons.

La fiabilité des résultats relatifs à la qualité de l'eau dépendra aussi des méthodes de laboratoire et des techniques d'analyse utilisées. Les méthodes de contrôle de la qualité dans un laboratoire d'analyse de l'eau comprennent l'emploi de blancs pour les réactifs et la méthode, l'emploi d'étalons, de témoins, d'échantillons ensemencés, d'échantillons identiques et la répétition d'analyses. Ces méthodes sont décrites en détail par USEPA (1979) et ne seront pas examinées ici.

Pour une vérification indépendante de la précision ou de la reproductibilité des analyses chimiques effectuées en laboratoire, on peut recueillir des échantillons identi-

ques sur le terrain. Les échantillons identiques sont deux ou plusieurs échantillons obtenus en divisant sur le terrain un seul échantillon d'eau et soumis au laboratoire sous des appellations différentes. Les résultats d'analyse d'échantillons identiques devraient être comparables, en accord avec la précision analytique prévue.

5.5.3 Évaluation indépendante de la fiabilité des données

En plus des méthodes de contrôle de la qualité pour l'échantillonnage sur le terrain et les analyses en laboratoire examinées dans les sections précédentes, il existe plusieurs méthodes d'évaluation indépendante de la fiabilité générale des données de qualité de l'eau. Ces méthodes comprennent:

— des calculs de bilan ionique;
— des relations CE-SDT;
— des relations CE-somme ionique;
— des relations SDT calculées — SDT mesurées.

On peut utiliser ces méthodes pour évaluer la fiabilité générale des analyses des principaux ions dans les échantillons d'eau et pour vérifier si ces analyses sont complètes. Ces méthodes permettent d'identifier des problèmes analytiques possibles non détectés par le programme de contrôle de la qualité ou, plus communément, d'identifier les erreurs de calcul ou de transcription dans les résultats d'analyses. Ces méthodes sont décrites en détail par Keith et coll. (1983).

La méthode la plus couramment utilisée pour évaluer la fiabilité des données de qualité de l'eau consiste à calculer des bilans ioniques. Le calcul de bilan ionique est basé sur le fait que l'eau est électriquement neutre et que la somme ionique des cations doit être égale à la somme ionique des anions. Les sommes ioniques sont égales à la somme des concentrations des ions individuels en parties équivalentes par million (pem). Les concentrations en pem sont calculées en divisant la concentration en parties par million (ppm) ou milligrammes par litre par la masse moléculaire de l'ion et en multipliant par la charge ionique.

Le bilan ionique est donné sous forme de pourcentage par:

$$\frac{(\Sigma \text{ cations} - \Sigma \text{ anions})}{(\Sigma \text{ cations} + \Sigma \text{ anions})} \times 100$$

Avec cette expression, pour un échantillon d'eau dans lequel tous les principaux ions ont été analysés et si chaque analyse est précise, le bilan ionique résultant devrait être nul.

Cependant, dans la plupart des cas, le bilan ionique sera soit positif soit négatif, ce qui indique un excès apparent de cations ou d'anions dans l'analyse. Les plages acceptables pour le bilan ionique dépendront des concentrations en SDT dans les échantillons et de la précision des analyses requises. En général, les bilans ioniques sont plus mauvais (plus élevés ou plus faibles) lorsque les concentrations en SDT sont très faibles ou très élevées car les analyses sont moins précises dans ces gammes de concentration. Pour la plupart des échantillons d'eau, un bilan ionique acceptable sera plus ou moins 5 à 10 p. 100.

Si les bilans ioniques dépassent les valeurs acceptables, cela peut signifier que l'analyse de l'eau est incomplète (p. ex. un constituant important n'a pas été analysé) ou qu'il y a des erreurs dans certains résultats d'analyse. Lorsque les bilans ioniques sont mauvais, il faut examiner avec soin les résultats d'analyse afin d'identifier les erreurs potentielles. Les erreurs les plus courantes que les calculs de bilan ionique permettent d'identifier sont des erreurs dans les calculs de dilution de l'échantillon en laboratoire et des erreurs de transcription des données.

En tant que méthode de contrôle de la qualité, le calcul de bilan ionique est limité par plusieurs facteurs. Le bilan ionique indique seulement les erreurs qui peuvent exister dans les analyses des principaux ions et il n'indique pas quelles analyses spécifiques peuvent être erronées. Des erreurs importantes dans les constituants mineurs ou à l'état de trace peuvent ne pas être décelées. De plus, des erreurs dans les analyses des principaux ions peuvent se compenser et ne pas être détectées.

On peut aussi utiliser des relations entre la conductance électrique (CE) et les solides dissous totaux (SDT) pour évaluer la fiabilité générale des analyses des principaux ions. La conductance électrique d'un échantillon d'eau dépend principalement des concentrations des constituants dissous et, par conséquent, il existera une relation entre CE et les concentrations en SDT. Hem (1970) a montré que, dans la plupart des eaux, la concentration en SDT (en mg/L) se situe entre 0,55 et 0,75 CE (en µmhos/cm à 25°C). Lorsque la relation CE-SDT pour un échantillon d'eau se situe en dehors de cette plage, il est possible que les analyses des principaux ions soient incomplètes ou erronées.

De la même façon, Logan (1961) a proposé plusieurs formules empiriques qui peuvent être utilisées pour une vérification générale des analyses des principaux ions. Ces formules sont données au tableau 5.3. Elles lient la conductance électrique (CE) à la somme ionique (B) dans diverses conditions. Si la conductance électrique mesurée d'un échantillon d'eau est nettement différente de celle prévue à partir de ces relations empiriques CE-somme ionique, il se peut que les analyses des principaux ions soient incomplètes ou erronées.

On peut aussi comparer les concentrations mesurées en SDT et la somme des concentrations des principaux ions individuels analysés (ppm ou mg/L) pour vérifier rapidement les analyses.

STATION NO. S-12

DESCRIPTION: HEAD POND OUTLET

DATE OF SAMPLING DY 24 MO MAY YR 1983

TIME OF SAMPLING HR 11 MI 15 TIME ZONE EDT

SAMPLED BY JOHN DOE

FIELD MEASURED PARAMETERS

Water Temp. °C 10.5 Air Temp. °C 14

pH 3.2 Specific Cond. 4500 µS Diss. Oxygen 4.0 Turb. —

Depth of Water 28 cm Depth at which Sample Taken 0 - 28 cm

Ice Thickness —

Other

Remarks POND OUTLET WATER SLIGHTLY TURBID

INSTRUMENT CALIBRATION

Diss. Oxygen Meter Model YSI - 58 Winkler Calibration 12.0 mg/L

Meter Reading before Adjustment 11.8 mg/L

Conductivity Meter Model YSI S-C-T

pH Meter Model CORNING MODEL 5 Calibration Buffers Used 4.0 and 7.0

Remarks

WATER QUANTITY MEASUREMENT DATA

Location Description HEAD POND OUTLET

Description of Gauge V-NOTCH WEIR

Stage Height 0.54 m ABOVE REFERENCE MARK

Time 11:15 AM

SAMPLING APPARATUS USED AND PROCEDURES

- GRAB SAMPLE WITH 4 L STAINLESS-STEEL BUCKET

- BUCKET RINSED IN STREAM PRIOR TO SAMPLING

SAMPLE SPECIFICS

	Container Material	Vol. Collected	Preservation	Quality Control
Major Ions	Plastic	1 L	—	
Metals & Cations	"	1 L	10 mL HNO_3	
Organics	—			
Pesticides & Herbicides	—			
Mercury	—			
Phenols	—			
Nutrients	—			
BOD & COD	—			
Others Radionuclides	Plastic	1 L	10 mL HNO_3	*

QUALITY CONTROL REMARKS * TWO REPLICATE BOTTLES FILLED FOR RADIONUCLIDES TO BE SUBMITTED AS SAMPLES S-12 AND S-28

GENERAL REMARKS - TO BE ANALYSED BY MILL LAB.
- SAMPLES STORAGE ON ICE

MODE OF TRANSPORT CAR

SHIPPING DATE MAY 24/83 4:30 PM

Fig. 5.6 — Exemple de fiche d'échantillonnage d'eau superficielle complétée pour un échantillon typique dans une décharge de résidus

5.6 Coûts du programme

Les coûts d'un programme d'échantillonnage de l'eau superficielle dépendront d'abord de l'intensité du programme indiquée par le nombre de lieux d'échantillonnage, de mesures de l'écoulement et d'échantillons recueillis. Si on compare avec les programmes d'échantillonnage des résidus solides et de l'eau interstitielle, les programmes d'échantillonnage de l'eau superficielle requièrent généralement moins d'équipement et de techniques spécialisées.

L'installation de dispositifs de mesure du débit tels que les déversoirs et les canaux fait exception. Pour obtenir des données précises, ces dispositifs doivent être installés par des spécialistes expérimentés. Par exemple, l'installation d'un petit déversoir avec un enregistreur de niveau d'eau nécessite à peu près un jour de travail, avec deux personnes, plus approximativement entre 500 et 1000 dollars pour les matériaux et l'enregistreur (coûts 1984).

Le prélèvement d'échantillons d'eau superficielle ne demande normalement pas beaucoup de travail. Par exemple, un programme d'échantillonge d'eau superficielle mené par une seule personne consistera à recueillir 10 à 25 échantillons par jour suivant l'accessibilité des lieux d'échantillonnage et les mesures à effectuer sur le terrrain.

5.7 RÉFÉRENCES

American Public Health Association (1980). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

American Society for Standards and Testing (ASTM) (1983). 1982 Annual Book of ASTM Standards, Partie 11.01: Water.

D888-81 Test methods for dissolved oxygen in water.
D1125-82 Test methods for electrical conductivity and resistivity of water.
D1293-78 Test methods for pH of water.
D1941-67 Method for open channel flow measurement of water and wastewater by the Parshall flume.
D2034-68 Method for open channel flow measurement of water by weirs.
D3370-82 Practices for sampling water.
D3858-79 Practices for open channel flow measurement of water by velocity-area method.

Environnement Canada (1979). Manuel des méthodes analytiques. Direction générale des eaux intérieures, Ottawa (Ontario).

Tableau 5.3 — Relations empiriques entre la conductance électrique (CE) et la somme ionique (B)

D'après Logan (1961)

	Conditions	Formule
1.	$B < 1{,}0$	$EC = 100\ B$
2.	$1{,}0 < B < 3{,}0$	$EC = 12{,}27 + 83{,}38B + 0{,}835\ B^2$
3.	$3{,}0 < B < 10{,}0$	$EC = 13\ [95{,}5 - 5{,}54\ (\log B)]$
4.	$B > 10{,}0$ Anion dominant = bicarbonate	$EC = 90\ B$
5.	$B > 10{,}0$ Anion dominant = chlorure	$EC = 123\ B^{0.939}$
6.	$B > 10{,}0$ Anion dominant = sulfate	$EC = 101\ B^{0.949}$
où	$B = \frac{\Sigma \text{ cations (pem)} - \Sigma \text{ anions (pem)}}{2}$	

Environnement Canada (1983). Sampling for Water Quality. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa (Ontario).

Hem, J.D. (1970). "Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water". Water-Supply Paper 1473, U.S. Geological Survey.

Environment Ontario (1981). Outlines of Analytical Methods. Laboratory Services Branch, Rexdale (Ontario).

Keith, S.J., Frank, M.T., McCarty, G. et Mossman, G. (1983). "Dealing with the problem of obtaining accurate groundwater quality analytical results". Compte rendu du Third National Symposium on Aquifer Rehabilitation and Groundwater Monitoring. National Water Well Association.

Lee, D.R. et Cherry, J.A. (1978). "A field exercise on groundwater flow using seepage meters and mini-piezometers". Journal of Geological Education, vol. 27, pp. 6-10.

Lee, D.R., Cherry, J.A. et Pickens, J.F. (1980). "Groundwater transport of a salt tracer through a sandy lake bed". Journal of Limnology and Oceanography, vol. 25, nº 1, pp. 45-61.

Logan, J. (1961). "Estimation of electrical conductivity from chemical analyses of natural waters". Journal of Geophysical Research, vol. 66, nº 8, pp. 2 479-2 483.

U.S. Department of the Interior (1977). National Handbook of Recommended Methods for Water-data Acquisition. Office of Water Data Co-ordination, Reston (Virginia).

USEPA (1979). "Handbook for analytical quality control in water and wastewater laboratories". EPA-600/4-79-019. Environmental Monitoring and Support Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency.

6. EAU INTERSTITIELLE DANS LES RÉSIDUS

6.1 Objectifs

L'objectif global de l'échantillonnage de l'eau interstitielle dans les résidus est de caractériser et de monitorer le mouvement et la composition chimique de cette eau interstitielle. Le mouvement et la composition chimique de l'eau interstitielle dans les résidus auront une grande influence sur la quantité et la qualité du ruissellement superficiel, du suintement localisé et de l'exfiltration à partir de la décharge de résidus.

Le mouvement de l'eau interstitielle dans les résidus dépend des conditions hydrogéologiques dans la décharge et aux alentours. La composition chimique de l'eau interstitielle dépend de la composition chimique des effluents de l'usine de concentration et des réactions chimiques dans les résidus.

Pour caractériser le mouvement et la composition chimique de l'eau interstitielle dans la zone saturée des résidus (en-dessous de la nappe phréatique), il faut normalement installer des piézomètres ou des puits d'observation. Les piézomètres permettent de mesurer la charge hydraulique et, par conséquent, de déterminer la direction de l'écoulement de l'eau interstitielle, de mesurer la conductivité hydraulique et de recueillir des échantillons d'eau interstitielle pour des analyses chimiques. Il existe aussi une grande variété de piézomètres spéciaux, hydrauliques, pneumatiques et à fil vibrant, pour la mesure de la charge hydraulique. Ces piézomètres ne permettent pas de vérifier la conductivité hydraulique ou de recueillir des échantillons d'eau. Leurs applications dans les programmes d'échantillonnage dans les décharges de résidus sont généralement limitées. Le mouvement et la composition chimique de l'eau interstitielle dans les zones non saturées (au-dessus de la nappe phréatique) peuvent aussi être importants dans certaines situations. Par exemple, dans les résidus pyritiques à faible pouvoir tampon, l'oxydation de la pyrite se produit surtout dans la zone non saturée proche de la surface des résidus et cette oxydation peut modifier la composition chimique de l'eau interstitielle dans la zone saturée. La caractérisation du mouvement et de la qualité de l'eau interstitielle dans la zone non saturée des résidus nécessite normalement l'installation de tensiomètres et de lysimètres ou l'emploi de méthodes de compression de carottes de résidus.

6.2 Choix des lieux d'échantillonnage

Les lieux d'échantillonnage de l'eau interstitielle dans les résidus doivent être choisis de telle sorte que les niveaux d'eau interstitielle et les échantillons soient représentatifs des conditions existant dans la décharge de résidus. Les lieux d'échantillonnage doivent être distribués à la fois horizontalement et verticalement dans la décharge de résidus de façon à permettre une définition adéquate de la gamme de compositions chimiques et de directions de l'écoulement de l'eau interstitielle. Étant donné la grande taille de la plupart des décharges de résidus et les coûts généralement élevés des matériaux, de l'installation de l'équipement et de l'échantillonnage, on ne peut choisir les lieux d'échantillonnage suivant une grille systématique. Par conséquent, on se base sur les conditions hydrogéologiques anticipées dans la décharge de résidus pour choisir les lieux d'échantillonnage. On devrait considérer des facteurs comme les propriétés physiques et chimiques des résidus et la profondeur de la nappe phréatique avant de choisir les lieux d'échantillonnage. L'exemple illustré à la section 4.2 pour le choix des lieux d'échantillonnage des résidus solides s'applique directement au choix des lieux d'échantillonnage de l'eau interstitielle. En général, l'échantillonnage de l'eau interstitielle se fait en conjonction avec les programmes d'échantillonnage des résidus solides, de telle sorte que les résultats relatifs à l'eau interstitielle puissent être reliés aux caractéristiques physiques et chimiques des résidus.

6.3 Construction et installation d'un piézomètre

On installe des piézomètres dans les zones saturées des résidus pour mesurer le niveau de l'eau interstitielle, déterminer la conductivité hydraulique in situ des résidus et recueillir des échantillons d'eau interstitielle pour une analyse chimique.

Dans le présent manuel, les piézomètres ou puits d'échantillonnage sont des installations ayant des prises relativement courtes (<150 cm) et servant à mesurer la charge hydraulique et à recueillir des échantillons à des profondeurs spécifiques. Ces installations diffèrent des puits à longue prise (>150 cm) qui sont utilisés pour des essais de pompage ou pour recueillir des échantillons d'eau interstitielle représentatifs de la colonne d'eau. Les résidus sont généralement hétérogènes et peuvent présenter de grandes variations dans la charge hydraulique, la conductivité hydraulique et la composition chimique de l'eau interstitielle en fonction de la profondeur. Des profils de ces paramètres en fonction de la profondeur sont donc généralement nécessaires. On peut obtenir ces profils en installant un groupe de piézomètres individuels à des profondeurs croissantes dans les résidus, en échelonnant des piézomètres dans un trou de sonde unique ou en installant des piézomètres multiprofondeur. On peut échelonner plusieurs piézomètres de petit diamètre ou des échantillonneurs d'eau à diverses profondeurs dans un trou de sonde unique. Cela est possible si on peut placer de façon sûre des filtres de sable et de la terre de remblayage peu perméable autour de chaque piézomètre (voir figures 6.1 et 6.5), mais l'effondrement du trou de sonde et l'aspiration des résidus dans le

tubage de forage peuvent empêcher une telle installation. Bien que les piézomètres multiprofondeur aient été beaucoup utilisés pour des études hydrogéologiques dans les aquifères sablonneux, ils risquent d'être d'un emploi limité dans la plupart des résidus. Pour installer des piézomètres multiprofondeur, il faut faire s'ébouler correctement les matériaux géologiques autour du piézomètre afin d'éviter les fuites verticales le long des piézomètres. Dans des résidus silteux stratifiés, il se peut que l'éboulement soit insuffisant. Par conséquent, on utilise normalement des réseaux de piézomètres dans les résidus.

Les piézomètres et les puits utilisés dans les décharges de résidus doivent être construits en PVC ou autre matière plastique car les résidus et l'eau interstitielle sont normalement corrosifs. Les piézomètres en acier doux ou en acier galvanisé peuvent se corroder et contaminer les échantillons d'eau interstitielle avec des métaux lourds. L'acier inoxydable convient mais il coûte 5 à 10 fois plus cher que le PVC.

On peut enfoncer les piézomètres dans les résidus manuellement ou mécaniquement, ou on peut les installer dans des trous de sonde forés à la main ou à la machine. L'installation des piézomètres et des puits à la main présente un avantage lorsque le site est inaccessible à l'équipement lourd tel que les installations de forage. Cependant, on ne peut généralement pas installer à la main des piézomètres à des profondeurs supérieures à 5 ou 8 m, surtout dans les résidus sablonneux grossiers. De plus, lorsqu'on installe des piézomètres à la main, on ne peut normalement pas recueillir les carottes de résidus solides comme on peut le faire à l'aide d'une tour de forage. Les divers types de piézomètres utilisables dans les décharges de résidus d'uranium, dans diverses situations, sont donnés au tableau 6.1 avec leurs applications et limites respectives. La construction de ces types de piézomètres est illustrée aux figures 6.1 à 6.5. On trouvera d'autres détails sur la construction et l'utilisation de ces piézomètres dans les références indiquées au tableau 6.1. Parmi ces types de piézomètres, seuls les puits d'observation classiques et certains échantillonneurs actionnés par un gaz sous pression sont disponibles dans le commerce. Les autres doivent être construits spécialement.

D'après le tableau 6.1, il est évident qu'il n'existe pas un type d'installation unique convenant à toutes les situations. Le choix du type de piézomètre à utiliser dans un programme d'échantillonnage dépendra de facteurs commme l'accessibilité de la décharge des résidus à l'équipement de forage, la stabilité chimique de l'eau interstitielle et les méthodes prévues de prélèvement des échantillons. Il faut aussi considérer le coût de l'installation du piézomètre. En général, les piézomètres de petit diamètre (<2 cm) sont beaucoup moins coûteux que les piézomètres de grand diamètre. Cette différence de prix peut devenir importante lorsqu'on doit multiplier les installations dans un programme d'échantillonnage détaillé. Les critères de choix du type de piézomètre nécessaire sont examinés avec le choix des méthodes de prélèvement à la section 6.6.2

Tableau 6.1 — Types de piézomètres pour la mesure de la charge hydraulique et le prélèvement d'eau interstitielle

Type	Applications	Inconvénients	Références
1) Puits d'observation classique	– Installation d'un puits par un trou de sonde. – Les puits de grand diamètre permettent d'utiliser une plus grande variété de méthodes d'échantillonnage.	– La collecte des données à plusieurs profondeurs nécessite des installations supplémentaires et peut devenir coûteuse.	(1)
2) Piézomètre à pointe filtrante	– Peut être installé manuellement, ce qui élimine la nécessité d'une tour de forage lorsqu'il y a un problème d'accessibilité.	– La profondeur de l'installation peut être limitée par la nature des résidus – Les carottes de résidus ne sont pas récupérées pendant l'installation.	(2)
3) Échantillonneur actionné par un gaz sous pression.	– Peut être installé individuellement ou à plusieurs profondeurs dans un seul trou sonde. – Permet de recueillir facilement des échantillons lorsque les niveaux de l'eau sont profonds (>8 m).	– Coûteux – Les échantillons peuvent être récupérés seulement par injection d'air et ils peuvent être relativement dérangés.	(3)
Installation multiprofondeur			
4) Piézomètres multiprofondeur	– Installation de plusieurs piézomètres de petit diamètre dans un seul trou de sonde. – Méthode peu coûteuse pour obtenir des données à plusieurs profondeurs.	– Le petit diamètre des piézomètres empêche l'utilisation d'un grand nombre de méthodes de prélèvement. – Peuvent être installés correctement seulement dans des matériaux sans cohésion.	(4)

Références

1) USEPA (1977)
2) Desaulnier (1983)
3) Morrison et Brewer (1981)
4) Gillham et coll. (1983)

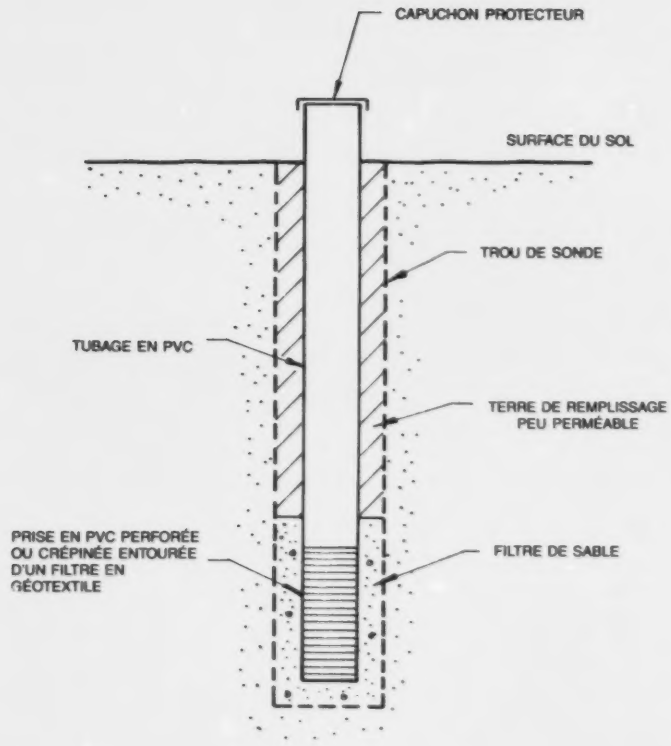


Fig. 6.1 — Puits d'observation classique

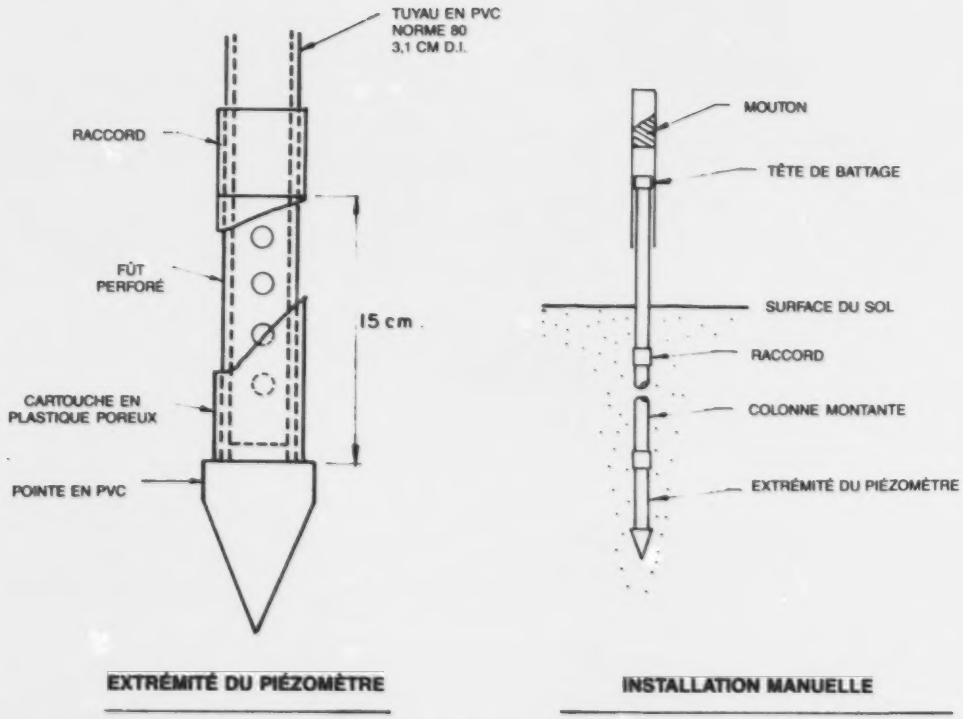


Fig. 6.2 — Piézomètre à pointe filtrante de grand diamètre et méthode d'installation manuelle

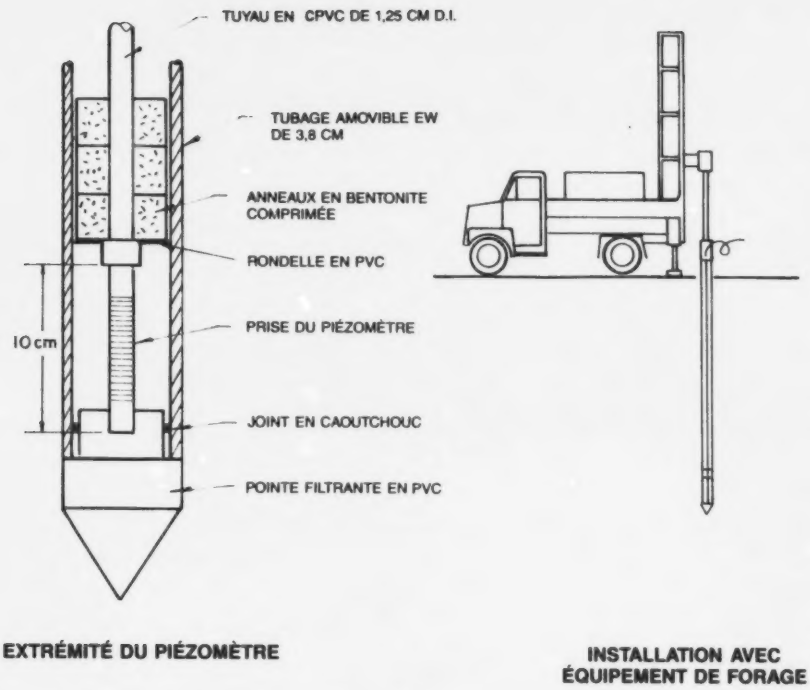


Fig. 6.3 — Piézomètre à pointe filtrante de petit diamètre et méthode d'installation à l'aide d'une tour de forage

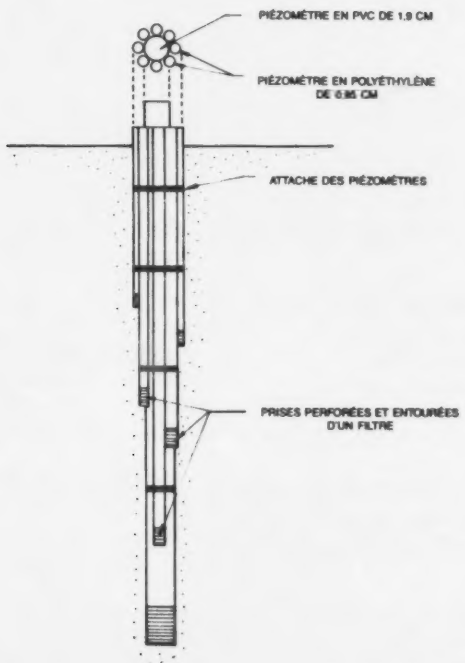


Fig. 6.4 — Piézomètre multiprofondeur

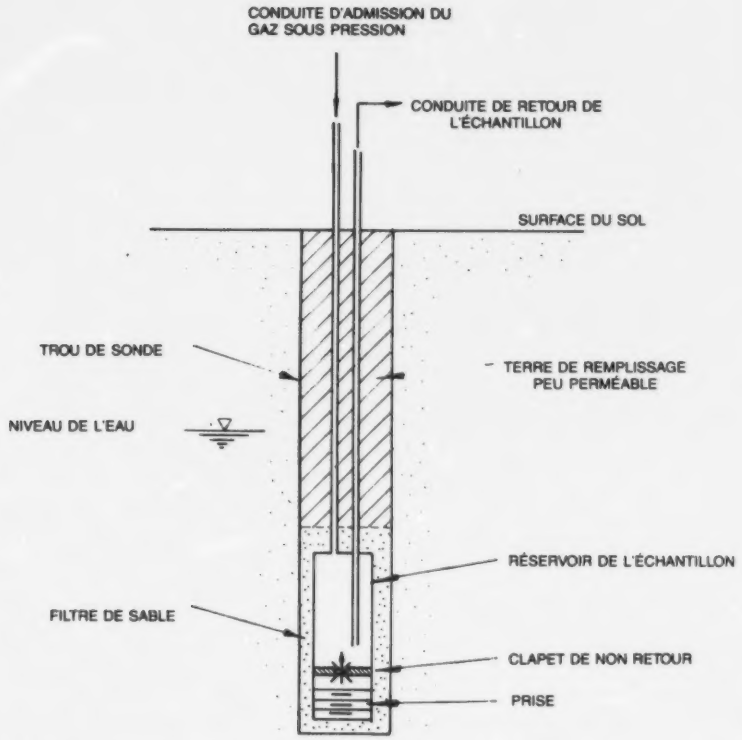


Fig. 6.5 — Échantillonneur d'eau actionné par un gaz sous pression

6.4 Mesure de la charge hydraulique

Les mesures de la charge hydraulique dans les décharges de résidus servent à déterminer la direction de l'écoulement de l'eau interstitielle. On les utilise avec les mesures de la conductivité hydraulique pour déterminer le débit de l'eau interstitielle. La charge hydraulique dans la zone saturée des résidus est déterminée à partir de la hauteur des niveaux d'eau mesurée dans les piézomètres. Normalement, on mesure périodiquement les niveaux d'eau dans les piézomètres à l'aide de rubans de sondage électriques. Il y a fermeture d'un circuit électrique lorsque le ruban de sondage entre en contact avec l'eau dans le piézomètre. La marge d'erreur de ces appareils est normalement inférieure à un centimètre. Les rubans de sondage électriques sont disponibles dans le commerce ou ils peuvent être fabriqués spécialement. On peut enregistrer la charge hydraulique de façon continue dans les piézomètres ou les puits à l'aide d'enregistreurs à flotteur, de transducteurs de pression ou de détecteurs électriques disponibles dans le commerce. Ces appareils sont installés et laissés dans le piézomètre.

On détermine la charge hydraulique dans la zone non saturée des résidus à partir du degré d'aspiration du sol mesuré dans les tensiomètres. Les tensiomètres sont utilisés couramment en agriculture et en pédologie et sont décrits en détail par Black (1965). Un exemple de tensiomètre à colonne de mercure est illustré à la figure 6.6. Normalement, on ne s'intéresse pas à la charge hydraulique dans la zone non saturée d'une décharge de résidus. Cependant, cette mesure est nécessaire si on veut évaluer le déversement des eaux interstitielles dans les eaux superficielles ainsi que l'influence de l'infiltration dans les résidus.

6.5 Mesure de la conductivité hydraulique

Comme on l'a vu à la section précédente, on mesure la conductivité hydraulique dans les résidus en même temps que la charge hydraulique, pour déterminer le débit de l'eau interstitielle dans les résidus. La détermination de la conductivité hydraulique des résidus saturés peut se faire de deux façons:

— par des essais in situ dans les piézomètres et les puits;

— par des essais en laboratoire sur des échantillons de résidus.

Les essais de conductivité hydraulique in situ comprennent les essais de réactivité en puits unique et les essais par pompage. Les applications et les limites de ces essais sont données au tableau 6.2. Les principes fondamentaux de ces essais in situ sont illustrés aux

figures 6.7 et 6.8. On trouvera des détails sur les méthodes d'essai dans les références indiquées au tableau 6.2.

L'essai de réactivité en puits unique a été décrit pour la première fois par Hvorslev (1951). Le calcul de la conductivité hydraulique horizontale est basé sur la vitesse de rétablissement du niveau d'eau dans un piézomètre après une variation provoquée du niveau d'eau. On peut modifier le niveau d'eau soit en ajoutant de l'eau dans le piézomètre comme dans un essai de rabattement soit en prélevant de l'eau comme dans un essai de relèvement. Il est facile d'introduire des essais de réactivité en puits unique, et plus particulièrement des essais de relèvement, dans un programme d'échantillonnage de l'eau interstitielle. Pour les essais, on se sert des installations piézométriques existantes qui sont aussi utilisées pour mesurer la charge hydraulique et recueillir les échantillons d'eau interstitielle. On peut effectuer des essais de relèvement pendant la purge et la récupération du piézomètre avant de prélever les échantillons d'eau interstitielle. La conductivité hydraulique des résidus d'uranium varie normalement entre 10^{-4}cm/s et 10^{-6}cm/s de telle sorte que le rétablissement du niveau de l'eau dans les piézomètres prend entre quelques minutes et quelques heures et est facilement mesuré.

Les essais de réactivité en puits unique dans un réseau de piézomètres permettent un grand nombre de mesures de la conductivité hydraulique distribuées horizontalement et verticalement dans une décharge d'uranium. Étant donné la nature généralement hétérogène des résidus dans une décharge, ce type de caractérisation spatiale est hautement désirable. Le principal inconvénient des essais de réactivité en puits unique est qu'on ne peut déterminer la conductivité hydraulique verticale, paramètre important dans l'évaluation des débits verticaux des eaux interstitielles à travers les résidus.

Le calcul de la conductivité hydraulique à partir des *essais par pompage* est basé sur la vitesse de rabattement des niveaux d'eau dans un réseau de puits

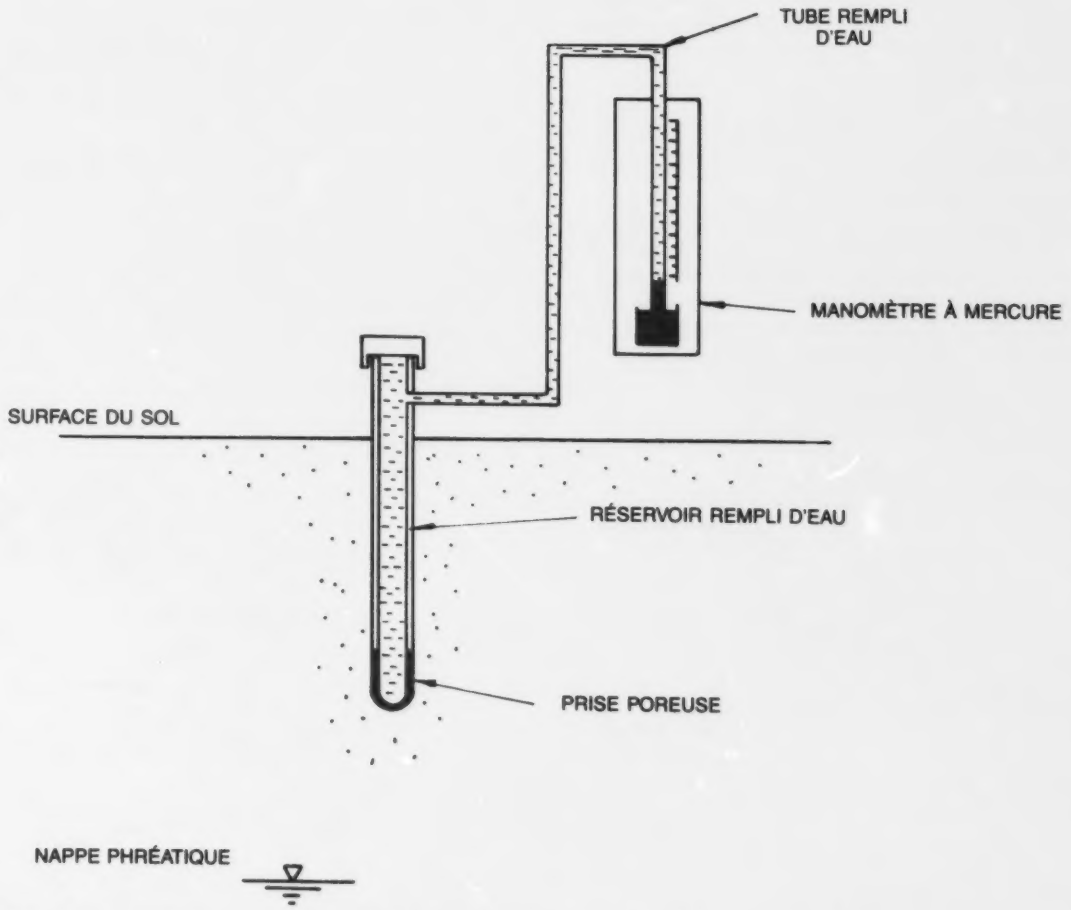


Fig. 6.6 — Tensiomètre pour la mesure de la charge hydraulique dans la zone non saturée

d'observation à la suite du prélèvement d'eau dans un puits d'essai. L'essai par pompage est une technique fondamentale en hydrogéologie qui est utilisée pour déterminer les conditions hydrauliques globales ou moyennes. Dans l'analyse des essais par pompage ordinaires, on compare les graphiques du rabattement en fonction du temps à des courbes types publiées (voir figure 6.8). On détermine les valeurs des paramètres analytiques 1/u et W(u) pour des valeurs données du temps de rabattement et on utilise ces valeurs dans diverses formules pour déterminer la conductivité hydraulique. La conception et l'analyse des essais par pompage sont décrites en détail par Kruseman et De Ridder (1970). Les essais par pompage sont coûteux car ils nécessitent normalement un puits de pompage spécial ainsi qu'un réseau de puits d'observation et ils prennent généralement plusieurs jours. En raison du prix élevé des essais par pompage, il n'est généralement pas possible d'effectuer un grand nombre d'essais en divers endroits dans une décharge de résidus mais, sans un grand nombre d'essais, il est impossible d'évaluer adéquatement les hétérogénéités dans la décharge d'uranium. Cependant, on peut utiliser les essais par pompage pour déterminer la conductivité hydraulique verticale si on se sert d'un réseau spécial de puits d'observation. Cette méthode est décrite en détail par Walton (1979).

Les mesures de la conductivité hydraulique en laboratoire comprennent des méthodes directes telles que l'essai au perméamètre et l'essai de perméabilité triaxial ainsi que des méthodes indirectes comme une corrélation avec la taille des grains. Les applications et les limites de ces méthodes sont données au tableau 6.2. La mesure en laboratoire de la conductivité hydraulique d'échantillons de résidus non dérangés est probablement la méthode la plus efficace pour déterminer la conductivité hydraulique verticale.

La corrélation avec la taille des grains est basée sur la relation empirique entre la conductivité hydraulique d'un échantillon de sol et la taille des grains de l'échantillon. Freeze et Cherry (1979) donnent diverses corrélations avec la taille des grains dont la plus couramment utilisée est la suivante:

$$\text{Conductivité hydraulique (cm/s)} = (D_{10})^2.$$

où D_{10} est la taille des grains en mm du 10^e centile de la courbe de distribution de la taille des grains. Initialement, les relations empiriques ont été établies pour permettre une évaluation grossière mais utile pour la plupart des matériaux sablonneux fins ou grossiers. Les relations empiriques en fonction de la taille des grains ne sont probablement pas applicables à des matériaux contenant des quantités non négligeables de silt ou d'argile.

Les méthodes de mesure de la conductivité hydraulique au perméamètre et par essai triaxial sont basées sur la mesure des débits à travers des résidus de granulométrie connue, avec des gradients hydrauliques connus. Les méthodes de détermination en laboratoire de la conductivité hydraulique à l'aide d'un perméamètre sont décrites par Black (1965) et dans ASTM (1983), vol. 04.08: D2434-68. Un exemple de perméamètre à rabattement est illustré à la figure 6.9. L'appareil d'essai triaxial est pratiquement identique au perméamètre, sauf que l'échantillon est enfermé dans un manchon en caoutchouc et confiné sous une pression connue pour simuler les pressions de confinement in situ et que l'essai peut être effectué dans des conditions de charge constante. Les essais à charge constante sont nécessaires lorsque la conductivité hydraulique est faible. Les méthodes d'essai triaxial de la conductivité hydraulique sont décrites par Tavenas et coll. (1983).

Tableau 6.2 — Techniques de mesure de la conductivité hydraulique

Type	Applications	Inconvénients	Références
In Situ			
1) Essai de réactivité en puits unique	– Permet la détermination rapide de la conductivité hydraulique dans les piézomètres d'échantillonnage de l'eau interstitielle. – Permet de nombreux essais pour évaluer la variabilité spatiale.	– La zone d'influence pour chaque essai est petite. – Fournit seulement la conductivité hydraulique horizontale.	(1) (2)
2) Essai par pompage	– Permet la détermination de la conductivité hydraulique globale.	– Nécessite généralement un puits de pompage spécial avec des piézomètres d'observation. – Les essais sont généralement à long terme et coûteux. – On peut déterminer seulement la conductivité verticale avec un mode de monitorage spécial.	(3)
En laboratoire			
3) Corrélation avec la taille des grains	– Relation entre la taille des grains dans l'échantillon de résidus et la conductivité hydraulique de l'échantillon.	– Basée sur des relations empiriques qui sont seulement des approximations. – En général s'applique seulement à des matériaux sablonneux.	(4)
4) Perméamètre	– Basée sur les débits dans les échantillons non dérangés ou remis en forme pour déterminer la conductivité hydraulique. – Surtout pour des résidus sablonneux relativement perméables. – Les essais sur des carottes dérangées fournissent la conductivité hydraulique verticale.	– Il n'est pas sûr que les valeurs déterminées en laboratoire représentent les conditions in situ.	(5)
5) Essai triaxial	– Basée sur les mêmes principes que les essais au perméamètre mais surtout pour les résidus silteux peu perméables.	– Comme pour le perméamètre.	(6)

Références

1) Hvorslev (1951)
2) Cedergren (1967)
3) Kruseman et De Ridder (1970)
4) Freeze et Cherry (1979)
5) Black (1965)
6) Tavenas et coll. (1983)

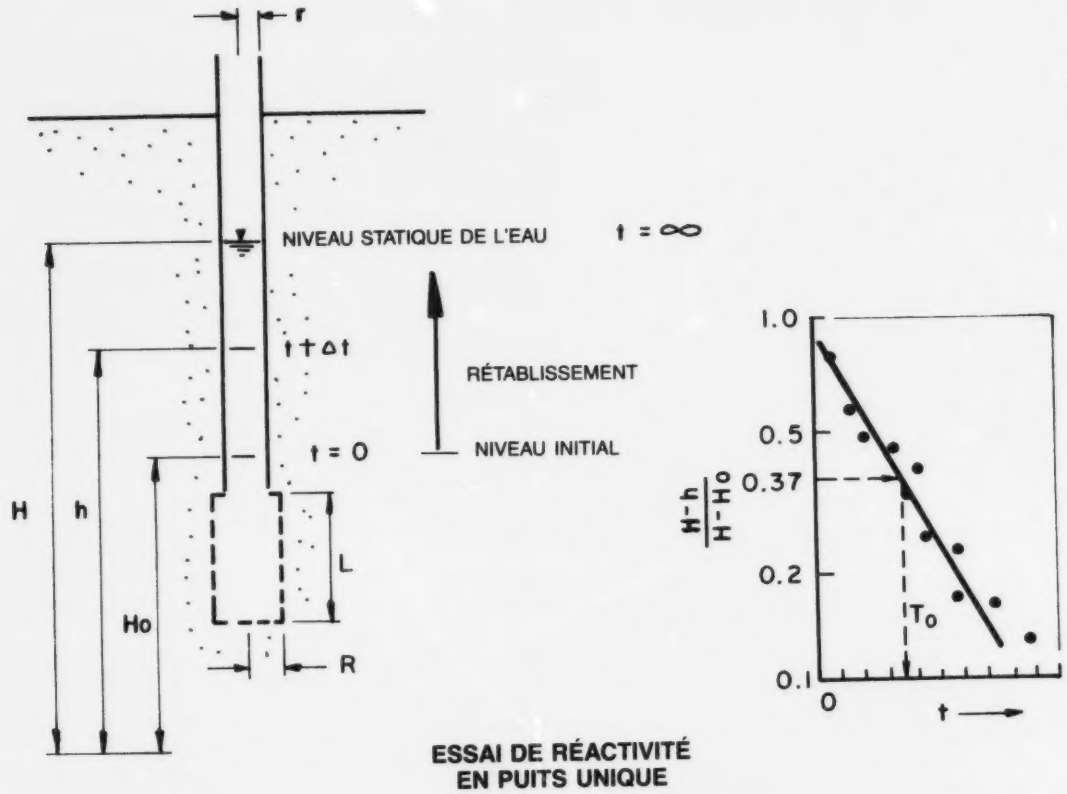
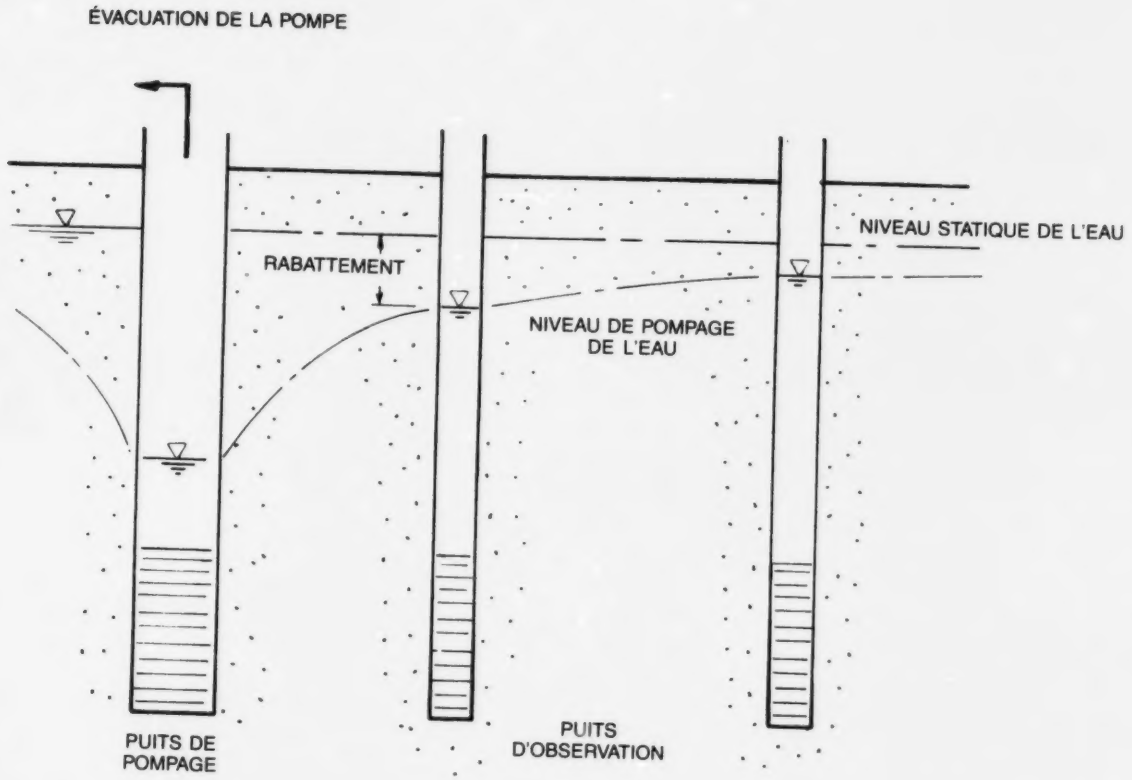


Fig. 6.7 — Essai de réactivité en puits unique et détermination de la conductivité horizontale (Kh)
où r est le rayon du tubage du puits (cm)
R est le rayon de la prise du puits ou du filtre de sable (cm)
L est la longueur de la prise du puits (cm)
T_o est le retard de base obtenu sur le(s) graphique(s)
m est $(K_h/K_v)^{1/2}$ généralement pris égal à 1



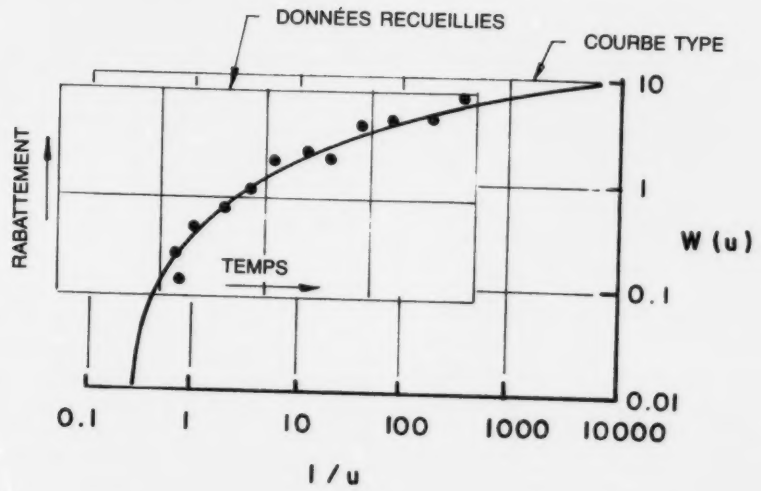


Fig. 6.8 — Essai par pompage et détermination de la conductivité hydraulique

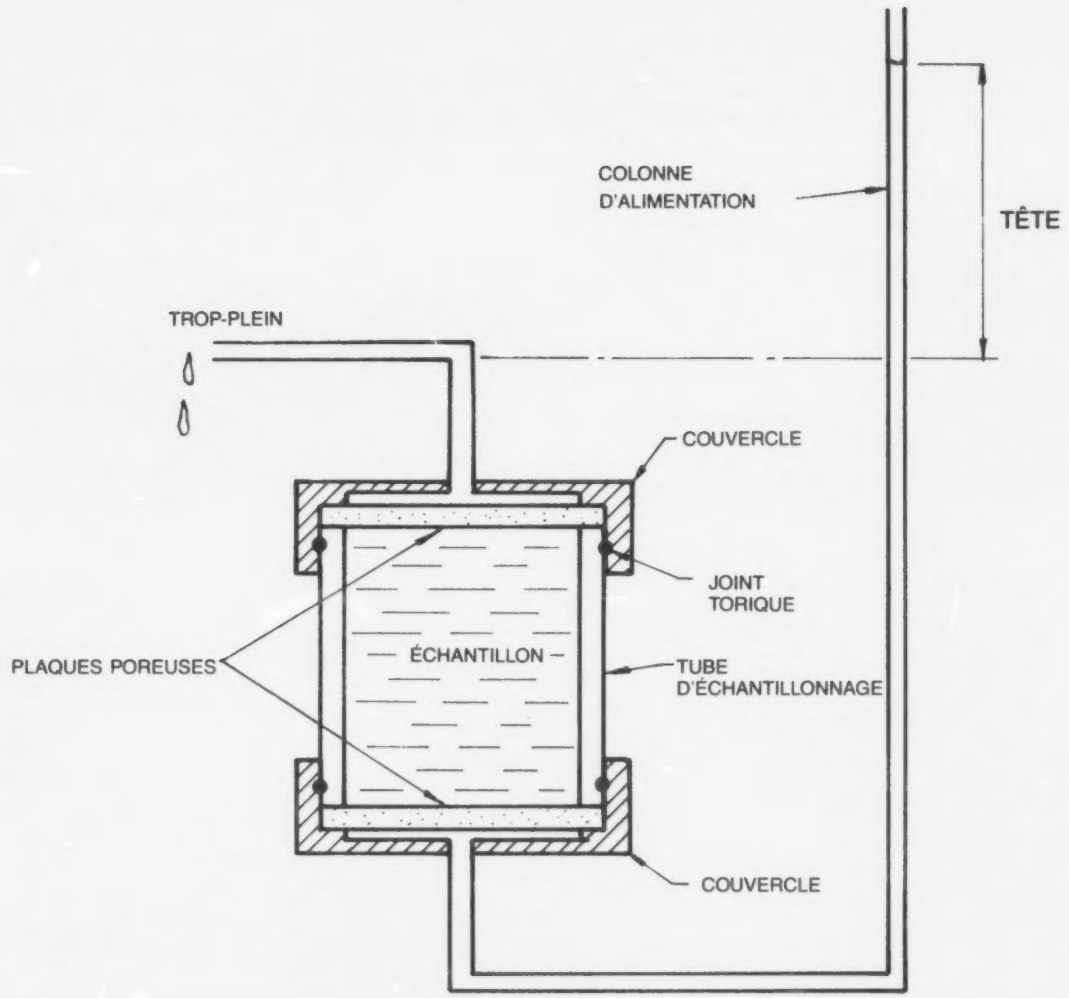


Fig. 6.9 — Perméamètre pour la détermination en laboratoire de la conductivité hydraulique

6.6 Échantillonnage de l'eau interstitielle

6.6.1 Paramètres

Les principaux paramètres chimiques et radiologiques pour l'analyse de l'eau interstitielle sont les mêmes que ceux donnés au tableau 5.1 pour l'échantillonnage de l'eau superficielle. Comme dans le cas de l'eau superficielle, le choix précis des paramètres dépendra grandement des caractéristiques du site comme la composition des résidus, la composition chimique des effluents de l'usine de concentration et les exigences particulières des organismes de réglementation.

6.6.2 Méthodes de prélèvement des échantillons

Zone saturée

On peut utiliser une grande variété de méthodes de prélèvement des échantillons d'eau interstitielle dans les piézomètres et les puits. Ces méthodes de prélèvement sont données au tableau 6.3 avec leurs applications et limites respectives. Des exemples de divers appareils de prélèvement sont illustrés aux figures 6.10 à 6.13. Des détails sur les diverses méthodes de prélèvement sont donnés dans les références indiquées au tableau 6.3 et aux figures 6.10 à 6.13.

Avant de recueillir les échantillons d'eau interstitielle dans les piézomètres, il faut d'abord purger les piézomètres pour être sûr que l'eau recueillie représente l'eau interstitielle 'pure'. La composition chimique de l'eau qui est restée dans les piézomètres pendant de longues périodes (plusieurs jours ou plus) peut subir des variations considérables à la suite de réactions de dégazage, d'oxydation et de précipitation dans le piézomètre. Lorsque les piézomètres fournissent continuellement de l'eau, il est recommandé de prélever un volume équivalent à plusieurs fois le volume du

Tableau 6.3 — Méthodes de prélèvement des échantillons d'eau interstitielle

Méthode	Applications	Inconvénients	Références
Zone saturée			
1) Tubes à clapet	– Méthode simple, peu coûteuse de prélèvement des échantillons.	– Les échantillons sont très dérangés et ils doivent être beaucoup manipulés pendant la filtration. – Peut prendre beaucoup de temps dans les puits de petit diamètre.	(1)
2) Tubes à clapet pour profondeur spécifique	– Méthode simple, peu coûteuse, fournissant des échantillons moins dérangés.	– Nécessite des puits de diamètre relativement grand.	(1)
3) Échantillonneur à seringue	– Permet de recueillir des échantillons sans qu'ils soient exposés à l'air et permet la filtration dans le trou. – Permet de recueillir des échantillons à n'importe quelle profondeur.	– On recueille seulement de petits volumes d'eau interstitielle dans chaque seringue. – Nécessite des piézomètres de diamètre supérieur à 3 cm.	(2)
4) Pompe à aspiration	– Pour recueillir des volumes d'eau relativement grands à de faibles profondeurs. – Permet la filtration sur place, pour réduire la manipulation des échantillons.	– Échantillonnage limité à des profondeurs inférieures à 8 m.	
5) Pompe submersible	– Pour recueillir de grands volumes d'eau à des profondeurs supérieures à 8 m.	– Nécessite des puits de diamètre relativement grand.	
6) Pompage par émulsion d'air	– Pour recueillir des échantillons d'eau dans des puits ordinaires ou avec des échantillonneurs spéciaux à émulsion d'air. – Pas de limite sur la profondeur de l'eau.	– Les échantillons peuvent être très dérangés.	(3)
Zone non saturée			
7) Lysimètres à aspiration	– Pour recueillir des échantillons d'eau interstitielle dans la zone non saturée au-dessus de la nappe phréatique. – Permet un monitorage répété.	– Sûre seulement dans les matériaux sablonneux relativement grossiers.	(4)

8) Compression des carottes	– Pour prélever les eaux interstitielles dans les échantillons de résidus solides par compression ou déplacement.	– Méthode destructive; le monitorage au même endroit est impossible.	(5)

Références

1) Gillham et coll. (1983)
2) Gillham (1982)
3) USEPA (1977)
4) Everett (1981)
5) Smyth (1981)

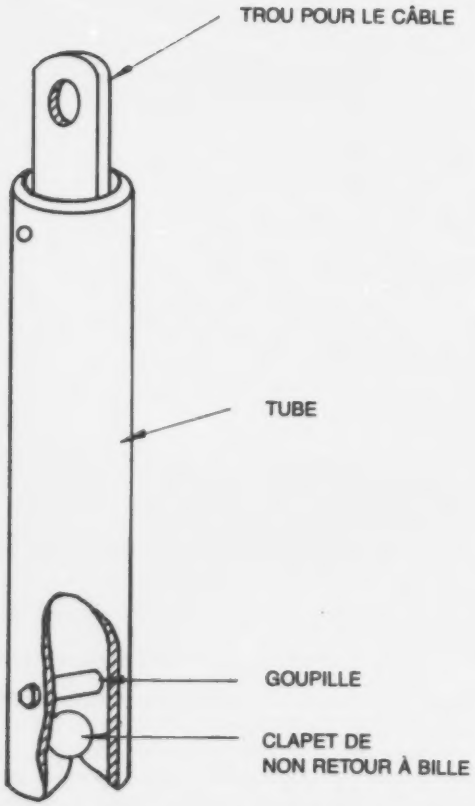


Fig. 6.10 — Tube à clapet pour le prélèvement d'eau dans les puits et les piézomètres

Fig. 6.11 — Échantillonneur à seringue pour le prélèvement d'eau dans les puits et les piézomètres

piézomètre avant de recueillir l'échantillon (Gillham et coll., 1983). Lorsque les piézomètres ne fournissent pas continuellement de l'eau, on peut simplement les purger jusqu'à ce qu'ils soient secs puis les laisser se remplir à nouveau avec de l'eau interstitielle 'pure'.

Le matériel de prélèvement des échantillons doit être construit avec des matériaux résistants comme du plastique, du PVC, du tefion et de l'acier inoxydable en raison de la nature corrosive de l'eau interstitielle. L'emploi d'autres matériaux moins résistants

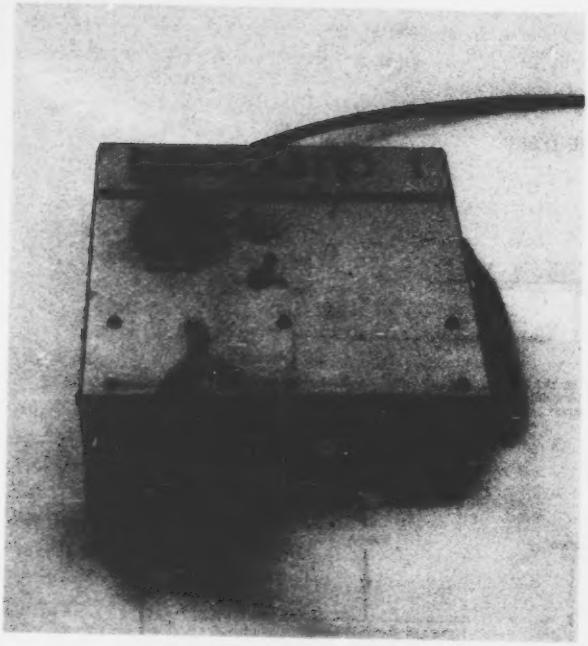


Fig. 6.12 — Exemple de pompe aspirante pour le prélèvement d'échantillons

entraînerait une détérioration abusive de l'équipement et une contamination possible des échantillons.

Le choix de la meilleure méthode d'échantillonnage dépendra de facteurs tels que la stabilité chimique de l'eau interstitielle, la profondeur de la nappe phréatique et le type de piézomètre. Les critères de choix des méthodes appropriées d'échantillonnage et du type de piézomètre nécessaire sont donnés à la figure 6.14.

Une considération importante dans le choix du type de piézomètre et de la méthode de prélèvement d'échantillons est l'accessibilité de la décharge de résidus. Si l'accessibilité est mauvaise, il faudra peut-être choisir un piézomètre qui puisse être installé manuellement.

La stabilité chimique de l'eau interstitielle dans les résidus aura un effet sur la taille ou le diamètre du piézomètre requis. L'eau interstitielle à haute teneur en fer ferreux (>100 mg/L) est très instable et il est impossible d'éviter complètement l'oxydation de ce fer ferreux pendant le prélèvement par une méthode classique, la filtration et la conservation à la surface. Par conséquent, pour recueillir des échantillons d'eau interstitielle hautement instable, on devrait utiliser la méthode de l'échantillonneur à seringue dans laquelle l'échantillon est recueilli dans une seringue introduite dans le piézomètre. La méthode de l'échantillonnage à l'aide d'une seringue nécessite normalement un piézomètre de diamètre relativement grand (>3 cm). Cependant, on pourrait mettre au point des échantillonneurs de type seringue spéciaux, à petit diamètre, pour utiliser au besoin dans des piézomètres plus petits.

Un échantillonneur à seringue ordinaire consiste en une seringue en plastique de 50 mL modifiée, comme le montre la figure 6.11. L'échantillonneur est équipé d'un support de filtre en plastique de 25 mm et d'une membrane filtrante de 0,45 µm et il est descendu dans le piézomètre jusqu'au niveau de la prise. On se sert d'une pompe à vide pour actionner le piston de la seringue et aspirer l'eau à travers le filtre dans la seringue. On retire ensuite l'échantillonneur du piézomètre et on le bouche immédiatement pour éviter toute exposition à l'air. Les agents de conservation, au besoin, sont ajoutés à l'aide d'une seringue en plastique de 1 mL. On s'est servi avec succès des méthodes de prélèvement à la seringue pour l'échantillonnage d'eau interstitielle riche en fer dans les décharges Denison, Stanrock et Nordic à Elliot Lake (Feenstra et coll., 1981; Cherry et coll., 1980).

La profondeur de l'eau dans la décharge de résidus influera sur les méthodes de prélèvement possibles qui, à leur tour, détermineront le type de piézomètre. La profondeur de l'eau est un facteur qui intervient seulement pour le prélèvement d'eau interstitielle chimiquement stable. Le prélèvement à la seringue de l'eau interstitielle instable peut se faire à n'importe quelle profondeur.

Lorsque le niveau de l'eau dans les piézomètres est peu profond (à moins de 6 m de la surface du sol), le pompage par aspiration est probablement la méthode de prélèvement la plus efficace, mais on peut utiliser plusieurs autres méthodes.

Il existe dans le commerce une grande variété de pompes aspirantes portatives, sûres et peu coûteuses, qui conviennent bien pour le prélèvement de l'eau interstitielle. Un exemple d'une pompe aspirante portative est illustré à la figure 6.12. Ces pompes peuvent fonctionner à un taux d'environ 1 L/min et elles peuvent être équipées d'un dispositif de filtration incorporé. On peut utiliser les pompes à émulsion d'air et les tubes à clapet pour prélever des eaux interstitielles peu profondes, mais la filtration et la manipulation des échantillons sont alors plus difficiles. De la même façon, on peut aussi utiliser des pompes submersibles pour prélever des eaux interstitielles peu profondes, mais ces pompes sont relativement coûteuses et l'installation et les opérations prennent plus de temps.

Lorsque le niveau de l'eau dans les piézomètres est profond (à plus de 6 m au-dessous de la surface du sol), on doit utiliser des tubes à clapet, des pompes à émulsion d'air, des échantillonneurs à émulsion d'air ou des pompes submersibles car les niveaux de l'eau sont au-dessous de la limite d'aspiration. Cependant, dans la plupart des décharges de résidus d'uranium au Canada, il est peu probable que les niveaux de l'eau dans les résidus soient à plus de 6 m de profondeur.

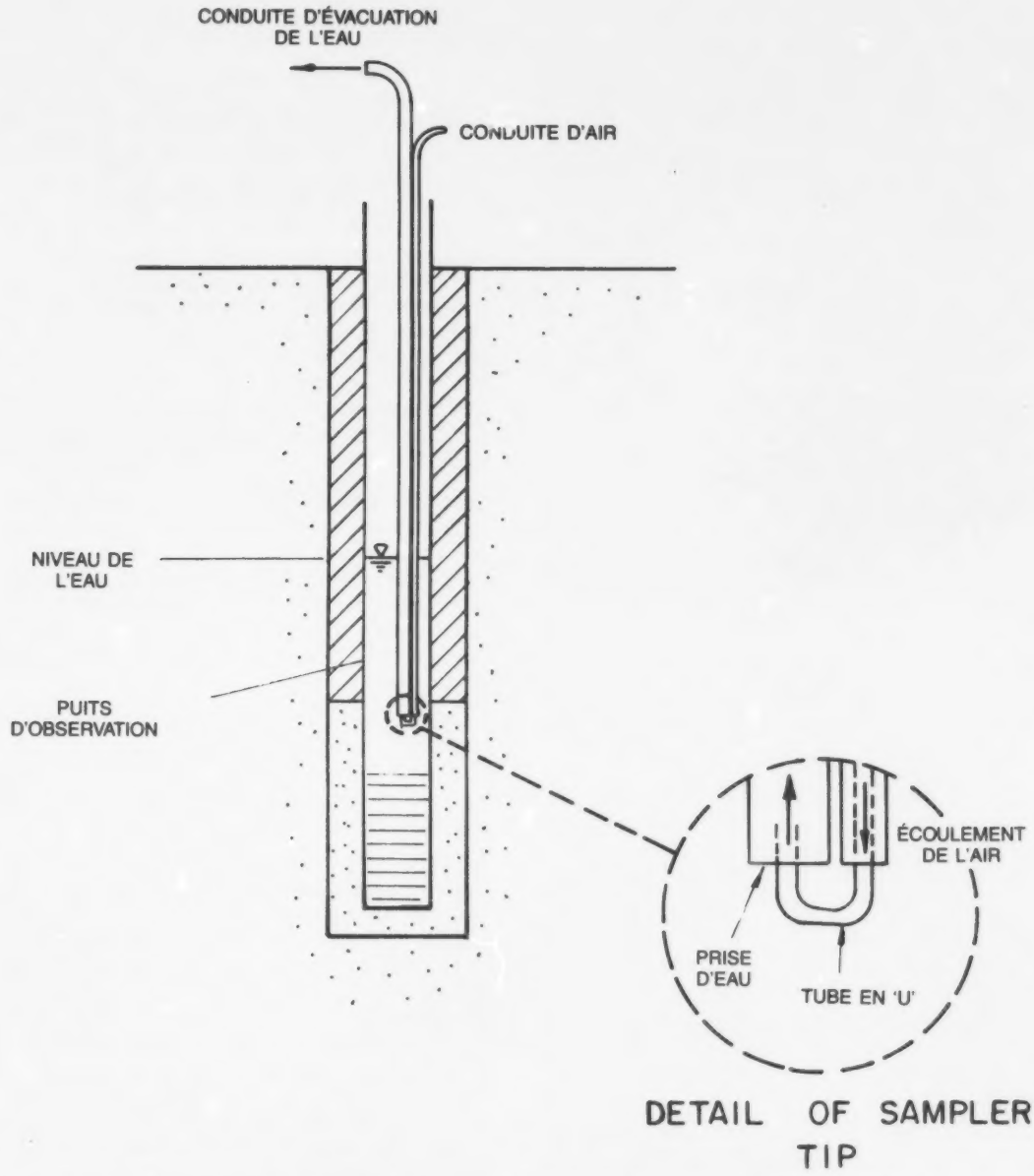


Fig. 6.13 — Dispositif à émulsion d'air pour le prélèvement d'eau dans les puits et les piézomètres

Zone non saturée

Pour prélever des échantillons d'eau interstitielle dans la zone non saturée des résidus, on peut utiliser des lysimètres à aspiration ou des méthodes de compression de carotte. Les applications et les limites de ces méthodes sont résumées au tableau 6.3. Des exemples de ces dispositifs de prélèvement sont illustrés aux figures 6.15 et 6.16. On trouvera des détails sur ces méthodes d'échantillonnage dans les références indiquées au tableau 6.3 et aux figures 6.15 et 6.16.

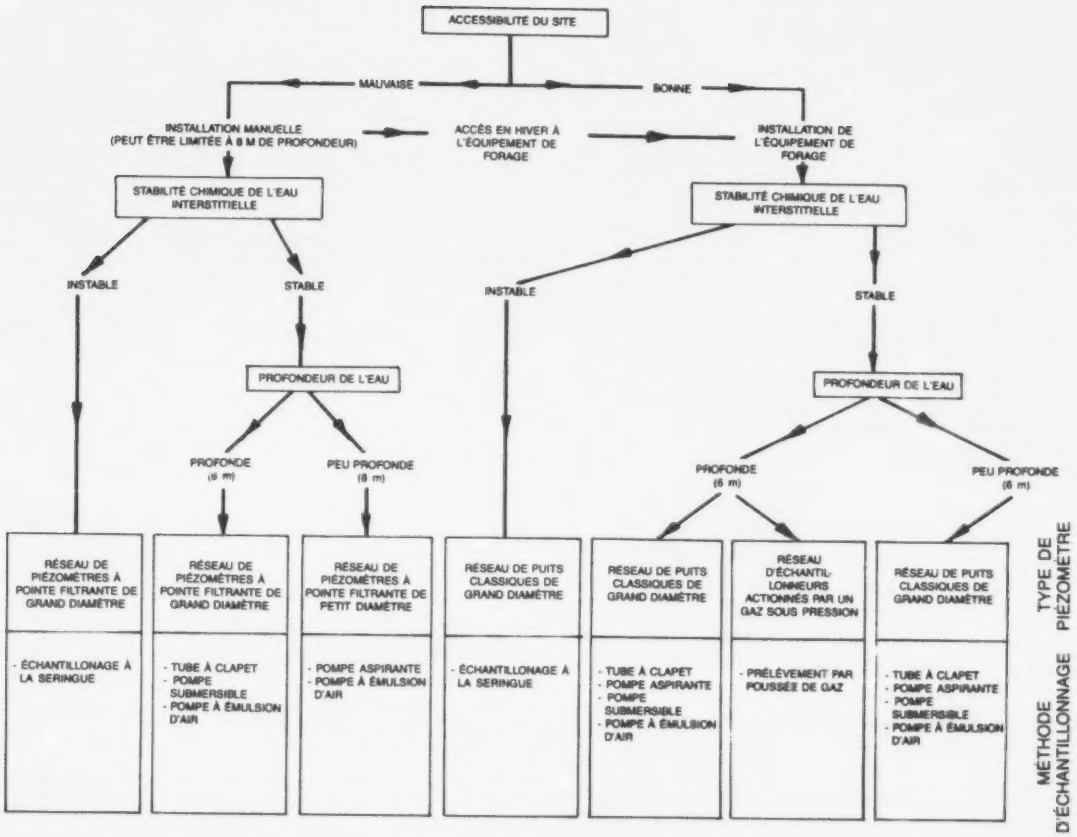


Fig. 6.14 — Choix du type de piézomètre et de la méthode d'échantillonnage de l'eau interstitielle

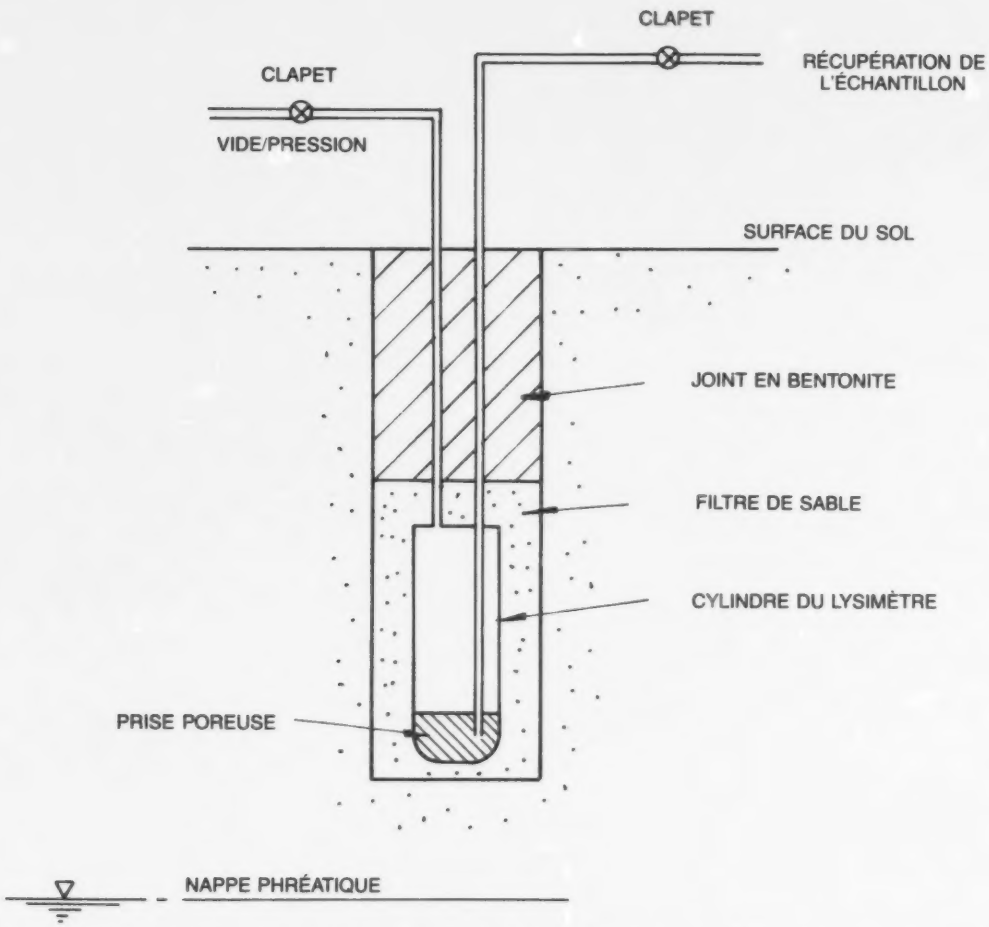


Fig. 6.15 — Lysimètre à aspiration pour l'échantillonnage de l'eau interstitielle au-dessus de la nappe phréatique

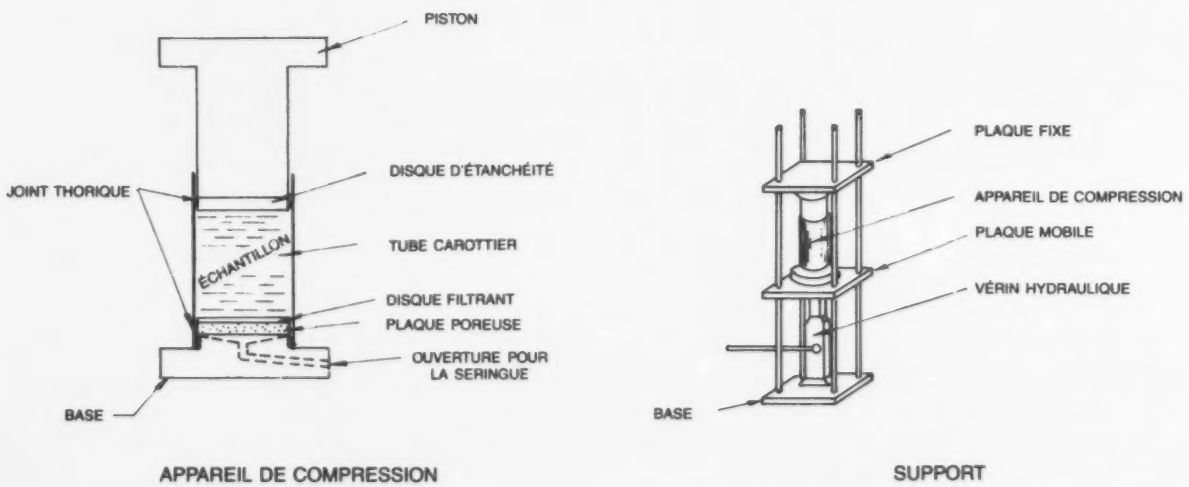


Fig. 6.16 — Dispositif de compression des carottes de résidus pour le prélèvement d'eau interstitielle dans les échantillons de résidus

Les *lysimètres à aspiration* permettent le prélèvement répété d'échantillons d'eau interstitielle en des endroits spécifiques dans la zone saturée. Un lysimètre à aspiration consiste en un cylindre à pression réduite avec une prise en céramique ou en plastique légèrement perméable saturée d'eau. L'eau dans la prise du lysimètre entre en contact avec l'eau interstitielle dans la zone non saturée de telle sorte que lorsque la pression dans le cylindre du lysimètre est légèrement inférieure à la pression d'aspiration du sol, l'eau pénètre lentement dans le lysimètre. Suivant la nature du sol, le prélèvement peut durer plusieurs jours. Pour recueillir l'échantillon, on augmente la pression dans le lysimètre pour forcer l'eau interstitielle recueillie à venir en surface. Cependant, les lysimètres à aspiration ne sont pas toujours sûrs car il est difficile de maintenir un vide adéquat dans les sols de faible conductivité hydraulique. De plus, la faible pression dans le tube et la longueur du temps de prélèvement peuvent entraîner des variations considérables dans la chimie de l'eau interstitielle avant la récupération de l'échantillon.

Les méthodes de *compression des carottes* permettent de recueillir des échantillons d'eau interstitielle moins dérangés à partir de carottes de résidus prélevées dans la zone non saturée. Cette méthode ne permet pas le monitorage répété d'échantillons dans un endroit spécifique comme c'est le cas avec le lysimètre à aspiration. La méthode de compression des carottes consiste à prélever des carottes de résidus dans la zone non saturée à l'aide d'un échantillonneur à tube Shelby ou à tube à parois minces similaire qui permet de recueillir des échantillons bien scellés (voir section 4.3.3). Les carottes de résidus sont alors placées dans un pince-tube hydraulique pour enlever l'eau interstitielle. Les carottes de résidus silteux à grains fins sont simplement pressées et l'eau interstitielle est libérée sous l'effet de la consolidation de la carotte. L'eau interstitielle passe à travers une membrane filtrante au bas de la carotte et elle est recueillie dans une seringue en plastique. Avec les résidus sablonneux à grains grossiers, la compression et la consolidation sont inefficaces et l'eau interstitielle est récupérée par déplacement. On injecte du paraplex, un liquide organique immiscible, et on le presse à l'extrémité supérieure de la carotte; l'eau interstitielle est libérée par déplacement. Cette eau est recueillie de la même façon que précédemment. Cette technique originale a été utilisée avec succès dans l'étude de l'oxydation de la pyrite dans la zone non saturée de la décharge de résidus Nordic à Elliot Lake (Smyth, 1981).

6.6.3 Manipulation et conservation des échantillons

Les facteurs considérés pour la manipulation et la conservation des échantillons d'eau interstitielle sont comparables à ceux considérés pour la manipulation et la conservation des échantillons d'eau superficielle. Les remarques concernant les récipients, la conservation et le temps de stockage données au tableau 5.2 s'appliquent aussi aux échantillons d'eau interstitielle. Cependant, les échantillons d'eau interstitielle sont généralement plus instables chimiquement que les échantillons d'eau superficielle et il est important de prendre des mesures de conservation des échantillons sur le terrain immédiatement après le prélèvement.

De plus, contrairement aux échantillons d'eau superficielle, tous les échantillons d'eau interstitielle doivent être filtrés avant l'addition des agents de conservation. Les échantillons d'eau interstitielle recueillis dans les piézomètres ou par compression de carottes de résidus contiennent souvent de petites quantités de résidus solides en suspension. Ces solides en suspension ne sont pas des solides dissous dans les eaux interstitielles et, par conséquent, ils doivent être éliminés par filtration. Normalement, on filtre les échantillons d'eau souterraine avec des membranes de 0,45 μm avant d'ajouter les agents de conservation et d'effectuer les analyses (Gillham et coll., 1983).

Les échantillons d'eau interstitielle peuvent être filtrés dans le trou à l'aide de l'échantillonneur à seringue (voir figure 6.11) équipé d'un porte-filtre de 25 mm de diamètre. Les échantillons d'eau interstitielle recueillis à l'aide de pompes aspirantes ou submersibles peuvent être filtrés au moment du prélèvement si on équipe les pompes de porte-filtre standard de 47 mm de diamètre ou de 142 mm pour les plus gros échantillons. Un exemple de porte-filtre de 142 mm est illustré à la figure 6.17. Tous les porte-filtre mentionnés consistent en une membrane filtrante placée dans un support en lucite ou en polycarbonate. On remplace la membrane filtrante après chaque échantillon pour éviter la contamination des échantillons entre eux. Le nettoyage du porte-filtre et le remplacement de la membrane sur le terrain peuvent souvent présenter des difficultés et prendre beaucoup de temps. Pour éviter de remplacer et de nettoyer les filtres sur le terrain et pour éliminer tout risque de contamination, on peut utiliser des cartouches filtrantes indépendantes à jeter après usage, mais ces dernières sont beaucoup plus coûteuses.

6.6.4 Méthodes d'analyse

Comme dans le cas des échantillons d'eau superficielle, les paramètres comme le pH, la conductance électrique, la température et l'oxygène dissous doivent être déterminés sur le terrain immédiatement après le prélèvement. La mesure sur le terrain de ces paramètres est particulièrement importante pour l'eau interstitielle car les échantillons à haute teneur en fer ferreux peuvent s'oxyder rapidement, avec comme conséquence une diminution du pH et une précipitation d'hydroxyde ferrique. Les méthodes de mesure de ces paramètres sont expliquées en détail à la section 5.3.2.4.

Pour l'analyse des échantillons d'eau interstitielle, on peut se servir des méthodes utilisées pour l'analyse

d'autres types d'eau et des eaux d'égouts. Les méthodes normalisées d'analyse des paramètres chimiques et radiologiques sont décrites par Environnement Canada (1979), Environment Ontario (1981), l'American Public Health Association (1980), le U.S. Departement of the Interior (1977), et dans ASTM (1983), vol. 11.01.

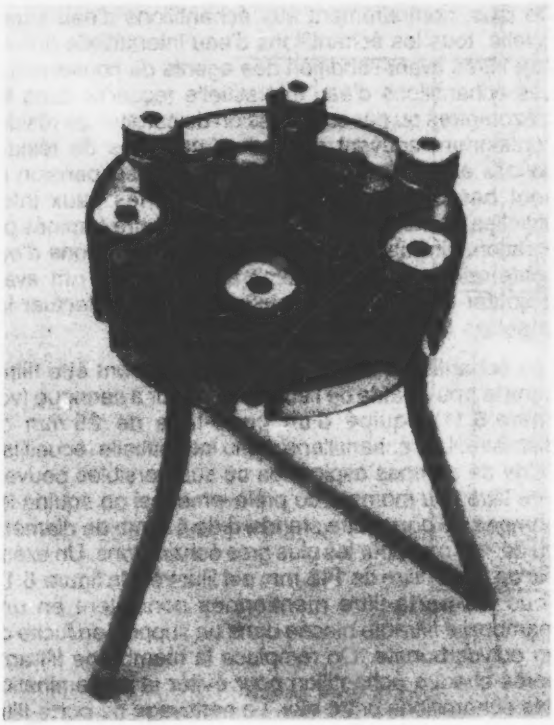


Fig. 6.17 — Porte-filtre de 142 mm pour la filtration des échantillons d'eau interstitielle

6.7 Assurance de la qualité pour l'échantillonnage de l'eau interstitielle

Les remarques d'ordre général de la section 5.5 concernant l'assurance de la qualité pour l'échantillonnage de l'eau superficielle s'appliquent à l'échantillonnage de l'eau interstitielle. L'enregistrement précis et détaillé des données de terrain est un élément essentiel de tout programme d'échantillonnage de l'eau interstitielle. Ces données de terrain comprennent les numéros d'identification des échantillons, les lieux d'échantillonnage, les renseignements sur les méthodes d'échantillonnage, les résultats des mesures effectuées sur le terrain et le nombre et le type d'échantillons recueillis pour des analyses en laboratoire. La meilleure façon de consigner les données de terrain consiste à compléter des fiches d'échantillonnage préparées à l'avance. On est sûr ainsi de noter toutes les observations pertinentes et d'enregistrer les données de façon uniformisée. Un exemple de fiche d'échantillonnage des eaux souterraines (eau interstitielle) est illustré à la figure 6.18.

Les méthodes de contrôle de la qualité telles que l'emploi de blancs et d'étalons (voir section 5.5.2) s'appliquent aux programmes d'échantillonnage de l'eau interstitielle. Ces méthodes permettent d'évaluer les erreurs possibles associées aux techniques d'échantillonnage. On peut utiliser des doubles pour vérifier la précision ou la reproductibilité des analyses chimiques en laboratoire.

Pour évaluer la fiabilité des analyses chimiques des principaux ions et pour vérifier si ces analyses sont complètes, on peut utiliser les méthodes décrites à la section 5.5.3 (Calcul de bilan ionique, relations CE-SDT, CE-somme ionique et SDT calculé-SDT mesuré).

6.8 Coûts du programme

Le coût d'un programme d'échantillonnage de l'eau interstitielle dans les résidus dépendra du type et du nombre d'installations piézométriques ainsi que du nombre d'échantillons recueillis. Les chiffres suivants sont des estimations générales des coût unitaires pour les principaux éléments d'un programme d'échantillonnage des eaux interstitielles. On peut utiliser ces chiffres pour évaluer le coût global du programme.

Le coût des matériaux pour les installations piézométriques augmente avec le diamètre des piézomètres. Par exemple, le coût des matériaux pour un faisceau de piézomètres en polyéthylène ou en PVC de moins de 5 cm de diamètre varie de 5 $ à 10 $ par mètre, alors que le coût de piézomètres en PVC de 5 à 15 cm de diamètre varie de 10 $ à 35 $ par mètre (coûts 1984). À de faibles profondeurs (moins de 8 m), les piézomètres peuvent être installés manuellement ou avec un équipement de forage. En général, en ce qui concerne les méthodes manuelles, deux personnes peuvent installer des piézomètres à raison de 4 à 8 mètres par heure. L'installation des piézomètres à l'aide d'un équipement de forage est généralement associée au sondage pour l'échantillonnage des résidus solides. Normalement, le taux d'avancement du sondage varie de 1 à 4 mètres par heure suivant la technique de carottage utilisée (voir section 4.7).

L'échantillonnage de l'eau interstitielle dans les piézomètres est beaucoup plus compliqué et prend beaucoup plus de temps que l'échantillonnage de l'eau superficielle. L'échantillonnage de l'eau interstitielle comprend la purge des piézomètres, le prélèvement des échantillons, les mesures sur le terrain, la filtration des échantillons, l'addition d'agents de conservation et un essai de perméabilité/relèvement de la charge. En général, une seule personne peut prélever de 3 à 6 échantillons d'eau interstitielle par jour.

L'installation des piézomètres et le prélèvement de l'eau interstitielle nécessitent généralement des spécialistes expérimentés pour la supervision des opérations de

STATION NO. S-12
DESCRIPTION: HEAD POND OUTLET

DATE OF SAMPLING DY 24 MO MAY YR 1983
TIME OF SAMPLING HR 11 MI 15 TIME ZONE EDT
SAMPLED BY JOHN DOE

FIELD MEASURED PARAMETERS
Water Temp. °C 10.5 Air Temp. °C 14
pH 3.2 Specific Cond. 4500 µS Diss. Oxygen 4.0 Turb. —
Depth of Water 28 cm Depth at which Sample Taken 0-28 cm
Ice Thickness —
Other
Remarks POND OUTLET WATER SLIGHTLY TURBID

INSTRUMENT CALIBRATION
Diss. Oxygen Meter Model YSI-58 Winkler Calibration 12.0 mg/L
Meter Reading before Adjustment 11.8 mg/L
Conductivity Meter Model YSI S-C-T
pH Meter Model CORNING MODEL 5 Calibration Buffers Used 4.0 and 7.0
Remarks

WATER QUANTITY MEASUREMENT DATA
Location Description HEAD POND OUTLET
Description of Gauge V-NOTCH WEIR
Stage Height 0.54 m ABOVE REFERENCE MARK
Time 11:15 AM

SAMPLING APPARATUS USED AND PROCEDURES
- GRAB SAMPLE WITH 4L STAINLESS-STEEL BUCKET
- BUCKET RINSED IN STREAM PRIOR TO SAMPLING

SAMPLE SPECIFICS

	Container Material	Vol. Collected	Preservation	Quality Control
Major Ions	Plastic	1 L	—	
Metals & Cations	"	1 L	10 mL HNO_3	
Organics	—			
Pesticides & Herbicides	—			
Mercury	—			
Phenols	—			
Nutrients	—			
BOD & COD	—			
Others Radionuclides	Plastic	1 L	10 mL HNO_3	*

QUALITY CONTROL REMARKS * TWO REPLICATE BOTTLES FILLED FOR RADIONUCLIDES TO BE SUBMITTED AS SAMPLES S-12 AND S-28

GENERAL REMARKS
- TO BE ANALYSED BY MILL LAB.
- SAMPLES STORAGE ON ICE

MODE OF TRANSPORT CAR
SHIPPING DATE MAY 24/83 4:30 PM

Fig. 6.18 — Exemple de fiche d'échantillonnage des eaux souterraines complétée pour un échantillon typique

forage et de construction des piézomètres, l'enregistrement des observations et des mesures effectuées sur le terrain et le prélèvement des échantillons d'eau interstitielle. En général, les honoraires des spécialistes varient de 25 $ à 50 $ par heure pour des ingénieurs et des hydrogéologues (coûts 1984).

6.9 RÉFÉRENCES

American Public Health Association (1980). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

American Society for Standards and Testing (ASTM) (1983). Révision annuelle, 1983, partie 04.08: Soil and Rock; Building Stones; Peat.

D2434-68 Test method for permeability of granular soils (Constant Head).

Black, C.A. (1965). "Methods of soil analysis". Monographie nº 9. American Society of Agronomy.

Cedergren, H.R. (1967). Seepage, Drainage and Flow Nets. Toronto: John Wiley & Sons.

Cherry, J.A., Blackport, R.J., Dubrovsky, N., Gillham, R.W., Lim, T.P., Murray, D., Reardon, E.J. et Smyth, D.J.A. (1980). "Subsurface hydrology and geochemical evolution of inactive pyritic tailings in the Elliot Lake Uranium District, Canada". In Symposium on Uranium Mill Tailings Management, pp. 353-385, 1980.

Desaulniers, D.E. (1983). "Hydraulically driven piezometers for monitoring in soft sediments". Ground Water Monitoring Review, vol. 3, nº 2, pp. 16-20.

Everett, L.G. (1981). "Monitoring in the Vadose zone". Ground Water Monitoring Review, vol. 1, nº 2, pp. 44-51.

Environnement Canada (1979). Manuel des méthodes analytiques. Direction générale des eaux intérieures, Ottawa (Ontario).

Environment Ontario (1981). Outlines of Analytical Methods. Laboratory Services Branch, Rexdale (Ontario).

Feenstra, S., Blair, R.D., Cherry, J.A., Chakravatti, J.L. et La Rocque, E. "Hydrogeochemical investigations of two inactive tailings areas in the Elliot Lake uranium district, Ontario, Canada". Compte rendu du Fourth Symposium on Uranium Mill Tailings Management, pp. 367-389, 1981.

Freeze, R.A. et Cherry, J.A. (1979). Groundwater. Toronto: Prentice-Hall Inc.

Gillham, R.W. (1982). "Syringe devices for groundwater sampling". Ground Water Monitoring Review, vol. 2, nº 2, pp. 36-39.

Gillham, R.W., Robin, M.J.L., Barker, J.F. et Cherry, J.A. (1983). "Groundwater monitoring and sample bias". Rapport nº 4 367. American Petroleum Institute.

Hvorslev, M.J. (1951). "Time lag and soil permeability in ground-water observations". U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg (Mississippi).

Kruseman, G.P. et De Ridder, N.A. (1970). "Analysis and evaluation of pumping test data". International Institute for Land Reclamation and Improvement, Bulletin 11, Wageningen, The Netherlands.

Morrison, R.D. et Brewer, P.E. (1981). "Air-lift samplers for zone-of-saturation monitoring". Ground Water Monitoring Review, vol. 1, nº 1, pp. 52-55.

Smyth, D.J.A. (1981). Hydrogeological and geochemical studies above the water table in an inactive uranium tailings impoundment near Elliot Lake, Ontario. Project de M.Sc. non publié, Department of Earth Sciences, University of Waterloo, Waterloo (Ontario).

Tavenas, F.; Leblond, P.; Jean, P. et Leroueil, S. (1983). "The permeability of natural soft clays — Partie I: Methods of laboratory measurement". Canadian Geotechnical Journal, vol. 20, nº 4, pp. 629-644.

U.S. Department of the Interior (USEPA), (1977). National Handbook of Recommended Methods for Water-Data Acquisition. Office of Water Data Coordination, Reston (Virginia).

U.S. Environmental Protection Agency (1977). Procedures Manual for Ground Water Monitoring at Solid Waste Disposal Facilities. EPA/530/SW-611.

Walton, W.C. (1979). Review of leaky artesian aquifer test evaluation methods. Ground Water, vol. 17, nº 3, pp. 270-283.

7. POUSSIÈRE SOUFFLÉE PAR LE VENT ET RADON

7.1 Objectifs

Les émissions atmosphériques à partir des décharges de résidus sont généralement sous la forme de poussière soufflée par le vent et de radon. En ce qui concerne la poussière soufflée par le vent, le problème réside dans les particules de radionucléides qui constituent la première source de radioactivité inhalée. La plupart des particules de radionucléides sont des éléments de la chaîne de désintégration de l'uranium-238. Cependant, lorsque le thorium naturel est présent dans les résidus, la poussière peut aussi contenir des éléments de la chaîne de désintégration du thorium-232. Les chaînes de désintégration radioactive de ces deux éléments naturels sont résumées à l'annexe A.

Deux mesures couramment utilisées pour évaluer la qualité de l'air sont les mesures de concentration des chutes de poussière et des particules en suspension. Les deux types de mesure fournissent les données nécessaires à la caractérisation de la poussière soufflée par le vent à partir des décharges de résidus en termes de quantité et de composition chimique et radiologique. Les techniques d'échantillonnage pour les chutes de poussière et les particules en suspension sont examinées à la section 7.3.

Le radon, l'élément gazeux de la chaîne de désintégration de l'uranium-238, et le thoron, l'élément gazeux de la chaîne de désintégration du thorium-232 (lorsque le thorium-232 est présent), sont deux autres émissions radioactives qui nous intéressent ici. Dans la plupart des cas, le radon est beaucoup plus important que le thoron et, par conséquent, l'étude suivante porte principalement sur le radon. Les mesures de la concentration en radon dans l'air ambiant au voisinage d'une décharge de résidus sont importantes pour évaluer les conditions existantes et estimer les doses associées à ces décharges. Pour compléter l'évaluation des conditions ambiantes, on peut mesurer le taux d'émanation de radon à la surface des résidus afin d'évaluer la concentration potentielle en radon de l'air ambiant sur le site et les effets de divers modes de mise hors service de la décharge sur les taux d'émanation de radon. Les techniques d'échantillonnage pour des mesures de la concentration ambiante du radon et du taux d'émanation de radon sont examinées à la section 7.4.

7.2 Choix des lieux d'échantillonnage

Les quantités de radon et de poussière soufflée par le vent provenant d'une décharge de résidus d'uranium dépendent de nombreux facteurs comme la vitesse du vent, la stabilité atmosphérique, les précipitations, la direction du vent, la pression barométrique, la topographie, le tapis végétal, les conditions de gel et la couche de neige. Par conséquent, dans le choix des lieux de monitorage, il est important de tenir compte du plus grand nombre possible de ces facteurs. Le choix des lieux d'échantillonnage pour le monitorage de la qualité de l'air est examiné dans ASTM (1983), Volume 11.03: D1357-82.

La quantité de radionucléides particulaires (poussière) arrachée de la surface d'une décharge de résidus et transportée par le vent dépend grandement des conditions de la surface des résidus ainsi que de la vitesse et de la direction des vents dominants. Par conséquent, les lieux d'échantillonnage les plus importants sont généralement situés dans la direction du vent, en amont et en aval de la décharge de résidus, comme le montre la figure 7.1.

La présence ou l'absence de tapis végétal sur les résidus influe aussi sur les taux de production de poussière. Par exemple, la présence d'un tapis végétal stable réduira considérablement les taux de production de poussière (C.D.O.H., 1981). La nature et le type de végétation sur les résidus ou les terrains adjacents (par exemple forêt ou prairie) influeront aussi sur les vents locaux.

On doit considérer deux autres facteurs dans le choix des lieux d'échantillonnage: la topographie et l'utilisation du sol. Des terrains plats ou légèrement vallonnés causent généralement peu de problèmes de canalisation du vent et de modification du champ de vent. Par contre, la présence de grosses collines, de grandes vallées ou de nappes d'eau étendues peut modifier le champ de vent local. Il faut évaluer les conditions géomorphiques locales pour établir le meilleur réseau de lieux d'échantillonnage.

L'utilisation des sols dans la zone entourant la décharge de résidus est un autre facteur dont il faut tenir compte lorsqu'on choisit les lieux d'échantillonnage. Le type d'utilisation du sol (industriel, résidentiel, etc.) et le degré d'urbanisation dans la zone entourant la décharge de résidus peuvent influencer la qualité de l'air et rendre l'évaluation de la contribution des résidus difficile. Des chantiers et des routes aux alentours de la décharge de résidus sont deux exemples d'utilisation du sol qui peuvent influer sur la qualité de l'air.

Pour quantifier les effets de l'utilisation du sol sur la qualité de l'air, il se peut qu'on doive établir d'autres stations d'échantillonnage en dehors du site. La figure 7.2 montre comment l'utilisation locale du sol peut influer sur l'interprétation des données de qualité de l'air.

Les observations précédentes suggèrent que, dans la mesure du possible, on devrait choisir les lieux d'échantillonnage suivant une grille orientée spatialement autour des résidus afin d'évaluer l'ampleur du panache de pollution. Dans cette grille, la majorité des lieux d'échantillonnage se trouveraient en aval de la

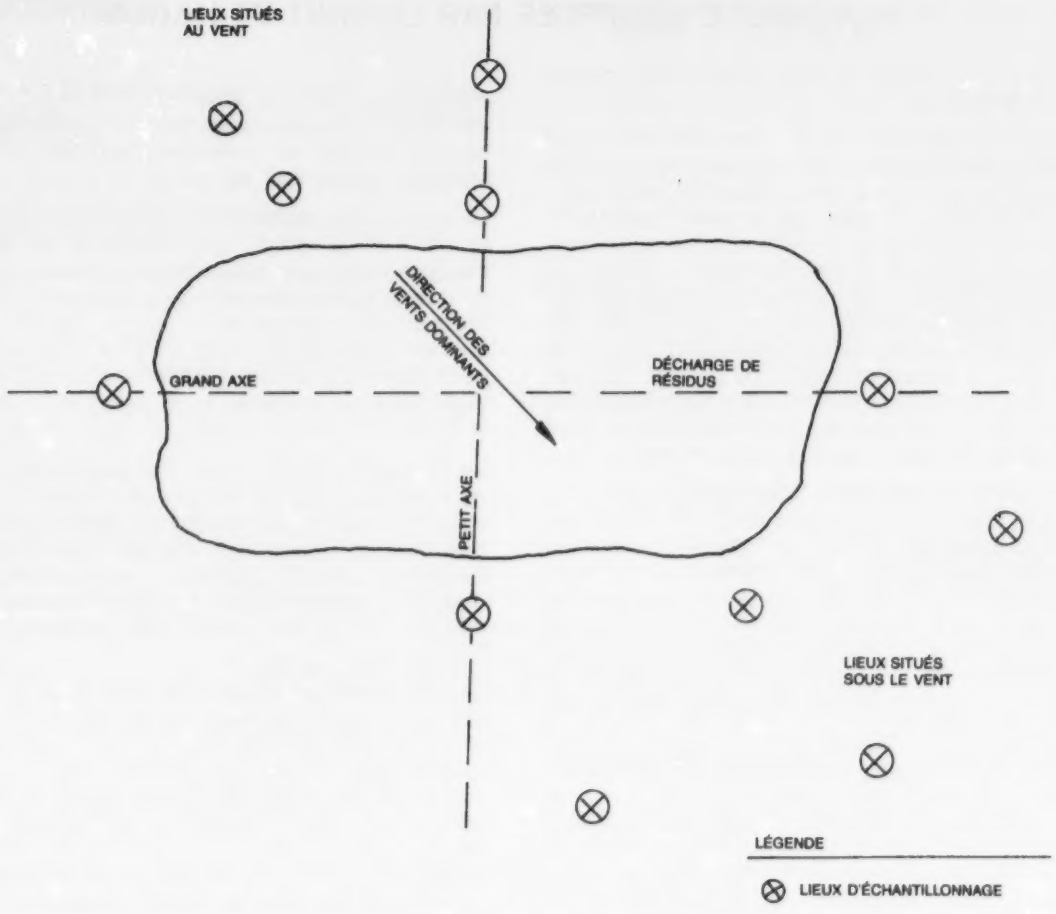


Fig. 7.1 — Choix des lieux d'échantillonnage pour la poussière soufflée par le vent

décharge dans la direction des vents dominants, mais on pourrait aussi, dans la mesure du possible, choisir des lieux d'échantillonnage en amont de la décharge et le long des axes définis par la forme générale de la zone étudiée. Les figures 7.1 et 7.2 montrent des grilles hypothétiques pour des décharges de résidus en terrain plat.

Un autre facteur important, souvent négligé lors du choix initial des lieux d'échantillonnage, est la présence d'une source d'électricité pour faire fonctionner les échantillonneurs à grand débit. Les moteurs dans ces échantillonneurs doivent pouvoir fonctionner sans arrêt pendant des périodes de 24 heures sous des tensions allant de 110 à 120 volts, avec des fréquences de 50 à 60 Hz, et ils doivent avoir un troisième fil de sécurité relié à la terre. Il existe des dispositifs d'échantillonnage à faible débit utilisables lorsqu'on ne dispose pas de source de courant de 110 volts. De plus, on peut se servir de génératrices diesel ou à essence pour obtenir de l'électricité. Cependant, l'expérience montre que les risques de vandalisme avec ces génératrices sont particulièrement élevés.

La quantité de radon diffusant des résidus dépend de plusieurs facteurs. On a montré que le taux de dégagement peut être multiplié par 10 ou plus suivant les conditions météorologiques (par exemple, pression barométrique, stabilité atmosphérique, précipitations, vitesse du vent et couche de neige. Voir par exemple Swift et Coll. 1976). Ainsi, le choix des lieux d'échantillonnage pour le radon sera basé sur une évaluation similaire à celle qui a été effectuée pour les échantillons de poussière atmosphérique.

7.3 Poussière soufflée par le vent

7.3.1 Paramètres

Les deux paramètres mesurés sont les particules en suspension et les chutes de poussière. Les particules en suspension sont des particules de poussière soufflées par le vent d'un diamètre inférieur à 100 μm, (équivalent Stokes), qui son soufflées dans un abri couvert et recueillies sur un filtre. Plus communément, l'expression désigne des particules de poussière de taille inférieure à environ 44 μm (Environment Ontario, 1981). La chute de poussière est une mesure des particules atmosphériques déposables et comprend tous les matériaux passant à travers un tamis de 20 mailles au pouce.

Comme on l'a vu à la section 7.2, de nombreux facteurs peuvent influencer les niveaux de chute de poussière et de particules en suspension. Ces facteurs peuvent être divisés en deux grandes catégories, les facteurs physiques et les facteurs chimiques/minéralogiques. Les conditions météorologiques comme la vitesse et la direction du vent, les précipitations, la température du sol, la durée de la couche de neige, etc., sont des facteurs importants influant sur la qualité de l'air et sur les variations saisonnières de cette dernière aux environs d'une décharge de résidus.

Des vents élevés sont généralement associés à de hauts taux de poussière. Cependant, si le sol est gelé, saturé (après une chute de pluie) ou couvert de neige, le taux de production de poussière diminuera considérablement. Ä l'inverse, un sol saturé pourrait être 'asséché' par des vents élevés continus, ce qui augmenterait le taux de production de poussière.

Les caractéristiques physiques des résidus solides comme la taille des particules, la teneur en humidité et la masse volumique sont des facteurs importants influant sur les propriétés aérodynamiques de la poussière

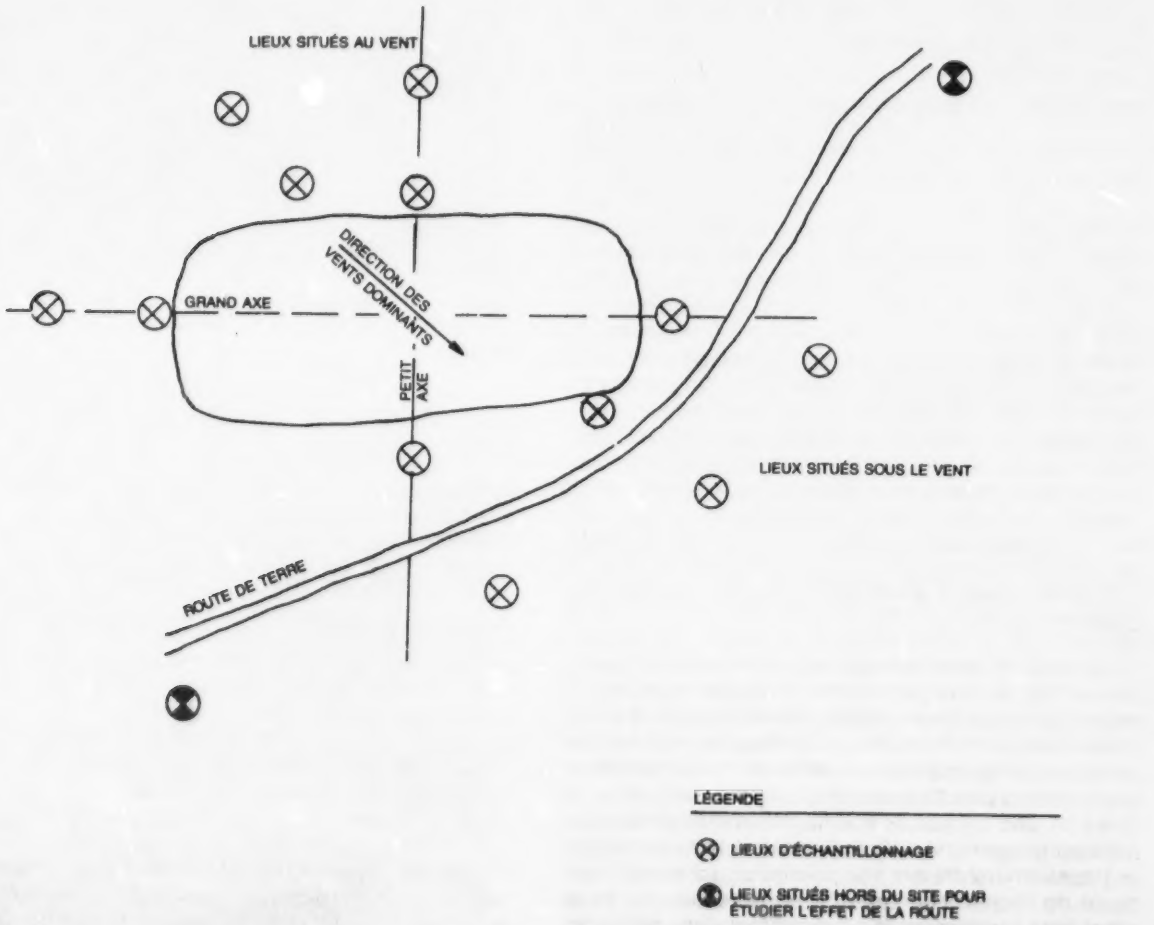


Fig. 7.2 — Choix des lieux d'échantillonnage pour la poussière soufflée par le vent en tenant compte de l'utilisation des sols

soufflée par le vent. La granulométrie des résidus solides joue aussi un rôle important dans les concentrations en aval de la décharge, dans la direction du vent. Les mécanismes de transport des résidus par le vent sont similaires aux mécanismes de transport du sable et du sol. Bagnold (1959) considère trois types de transport de particules: saltation (sauts), reptation (roulement), et suspension. Le vent fait sauter ou rouler les grosses particules, qui ont une résistance aérodynamique relativement importante, à la surface des résidus. Le choc des grosses particules sur les particules plus fines constitue la source des particules en suspension. Les particules atmosphériques plus grosses (de 40 à 80 μm de diamètre) tombent rapidement sur le sol par gravité. Les particules de poussière en suspension plus petites (moins de 40 μm environ de diamètre) peuvent être transportées par les courants d'air sur des distances importantes.

Les caractéristiques chimiques/minéralogiques des résidus solides sont importantes, pas tellement en ce qui concerne le taux de production, mais plutôt en ce qui concerne l'évaluation des dangers environnementaux possibles et des risques pour la santé associés aux concentrations de poussière soulevée par le vent.

7.3.2 Méthodes de prélèvement des échantillons

Pendant environ trois décennies, on a beaucoup utilisé des échantillonneurs d'air à grand débit pour déterminer les concentrations en particules en suspension totales. L'échantillonneur à grand débit est un appareil équipé d'un ventilateur puissant qui aspire un volume connu d'air ambiant à travers un filtre pendant un intervalle de temps mesuré. Un échantillonneur à grand débit classique est illustré à la figure 7.3. Pour déterminer les caractéristiques gravimétriques (par exemple les concentrations), chimiques ou autres des particules sur le filtre, on doit effectuer trois déterminations indépendantes, à savoir: la masse des particules, le débit volumique de l'air ambiant à travers le filtre et le temps d'échantillonnage. Les trois paramètres doivent être mesurés avec une précision suffisante si on veut calculer le résultat avec la précision requise. On mesurera par exemple la masse au milligramme près, le débit à 0,03 m^3/min près et le temps à 2 minutes près (Alberta Environment, 1977).

En général, l'échantillonnage des particules en suspension se fait sur une période de 24 heures, de minuit à minuit, les échantillons étant prélevés tous les 6 jours (calendrier d'échantillonnage du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (NAPS)). Cependant, suivant les besoins, on peut introduire une durée et une fréquence d'échantillonnage différentes dans un programme donné. Par exemple, si la charge en poussière est élevée, il se peut qu'on doive réduire la durée de l'échantillonnage à 6 ou 8 heures. On peut aussi faire fonctionner les échantillonneurs de façon continue afin d'obtenir un échantillon suffisamment

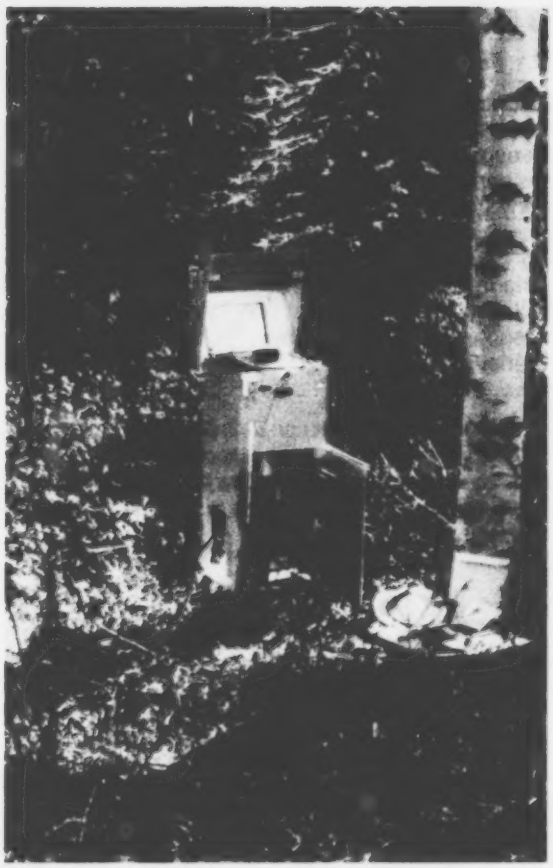


Fig. 7.3 — Échantillonneur d'air à grand débit pour la détermination de la concentration des particules en suspension

important pour effectuer des analyses chimiques et radiologiques.

La méthode d'échantillonnage est décrite en détail par Environnement Canada dans "Méthode uniforme de référence pour la mesure des particules en suspension dans l'atmosphère (Échantillonnage à grand débit) et dans ASTM (1983), Volume 11.03: D4096-83.

L'échantillonneur d'air à grand débit ordinaire permet de recueillir des particules dont la taille peut aller jusqu'à 100 μm, mais il ne permet pas de séparer les particules suivant leur taille. Il est possible que la quantité de poussière respirable soit un paramètre important. Par conséquent, pour déterminer la fraction respirable de particules en suspension, on a conçu spécialement plusieurs types d'échantillonneur à grand débit permettant de mesurer les fractions de particules plus fines. L'échantillonneur dichotomique (en fait un échantillonneur à chocs) et l'échantillonneur à admission sélective en fonction de la taille sont deux exemples de ces appareils. Il faut vérifier sur les feuilles de données des

fabricants les plages de tailles de particule et les rendements de ces détecteurs. Ces appareils coûtent plus cher que les échantillonneurs à grand débit, ce qui explique qu'ils sont moins utilisés pour le monitorage de l'air. Malgré ce problème et la nécessité d'envisager de nouvelles techniques de mesure des particules en suspension, la méthode traditionnelle de l'échantillonneur à grand débit est une méthode éprouvée qui a été longtemps utilisée (Nicholas et Visalli, 1981) et qui continuera probablement à fournir les données fondamentales dans ce domaine.

Pour l'échantillonnage des chutes de poussière, on utilise un cylindre à fond plat ouvert, de taille et de forme données (généralement 152 mm de diamètre et 457 mm de profondeur), posé sur le sol. Ce récipient reste ouvert et recueille les particules déposables pendant une période de 30 jours. La méthode est illustrée à la figure 7.4. Étant donné que ces récipients sont des collecteurs passifs et ne nécessitent aucune source d'électricité, le choix d'un lieu d'échantillonnage approprié est moins difficile que dans le cas de l'échantillonneur à grand débit. Cependant, le récipient doit être placé de façon à être librement exposé, sans qu'il y ait d'interférence avec des bâtiments ou autres objets élevés. L'extrémité supérieure du récipient devrait être à au moins 2,5 m et à au plus 15 m au-dessus de toute autre surface dans les environs immédiats. Les méthodes de prélèvement des échantillons de chute de poussière sont décrites dans ASTM, Volume 11.03: D1709-82.

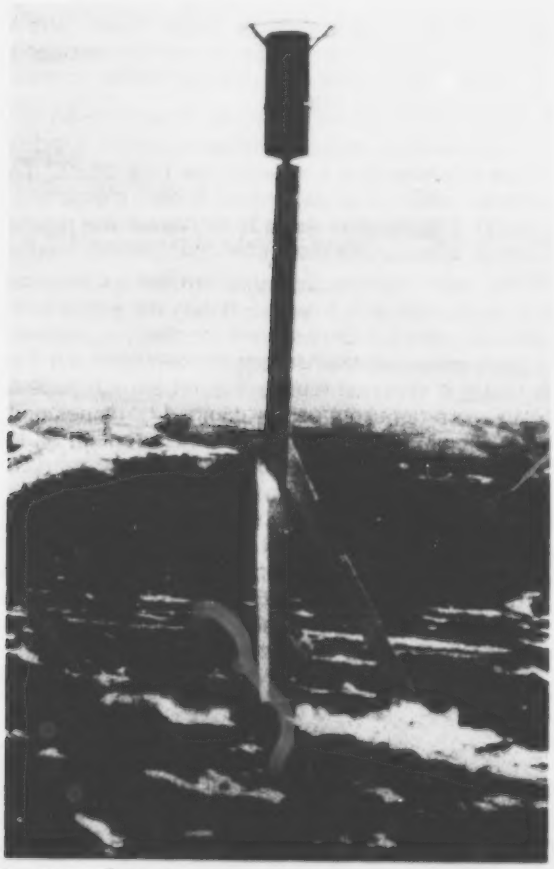


Fig. 7.4 — Échantillonneur de chute de poussière

Le récipient doit rester exposé pendant 30 jours, après quoi il est enlevé et remplacé par un récipient propre. (Dans certains cas, il est possible qu'une plus longue exposition soit nécessaire). Une fois enlevé, le récipient doit être fermé et scellé pour éviter toute perte ou fuite du contenu pendant le transport au laboratoire.

Si le volume de l'échantillon est trop petit pour qu'on puisse effectuer les analyses, on peut doubler le nombre de récipients à chaque emplacement. Si on obtient malgré tout un volume insuffisant, on peut multiplier les échantillons composites mensuels. Une étude des données initiales facilitera le choix de la méthode d'échantillonnage appropriée.

7.3.3 Méthodes d'analyse

À la fin de chaque période d'échantillonnage, on récupère soigneusement le filtre exposé de l'échantillonneur d'air à grand débit, on le plie de façon à ce que l'échantillon se trouve à l'intérieur, et on le place dans l'enveloppe appropriée pour l'envoyer au laboratoire. Au laboratoire, les échantillons doivent être séchés et pesés, afin de déterminer la concentration totale en particules en suspension (PS). Une fois la concentration totale en particules en suspension déterminée, on peut couper le filtre en plusieurs portions (en général en 4) pour obtenir un échantillon composite mensuel (ou pour une période plus longue) afin d'analyser divers composants comme les radionucléides et les métaux. Pour obtenir plus de détails sur les techniques d'analyse, on consultera les laboratoires où s'effectue l'analyse des échantillons. On prêtera une attention particulière à la limite inférieure de détection et au coefficient de variation (ou l'équivalent) donné par le laboratoire choisi pour les analyses requises. On choisira aussi des échantillons pour des comparaisons inter-laboratoires.

Après une période d'exposition de 30 jours, les récipients ayant recueilli les chutes de pousssière sont envoyés au laboratoire pour l'analyse de la chute de poussière totale et de la chute de poussière totale fixe. Les expressions 'chute de poussière totale' et 'chute de poussière totale fixe' sont définies comme la quantité de matière qui reste après évaporation d'un échantillon de chute de poussière dans l'eau et séchage subséquent dans un four à 103°-105°C pendant une heure d'une part, et l'inflammation à 550°C pendant 30 minutes d'autre part. La chute de poussière totale comprend les matières en suspension et les matières dissoutes. La chute de poussière totale fixe est la fraction de chute de poussière totale restant après inflammation. La perte de poids est principalement due à la combustion de matières organiques. Une fois l'analyse de la chute de

poussière totale terminée, on peut effectuer d'autres analyses sur la chute de poussière comme l'analyse des métaux lourds et des radionucléides (voir les particules en suspension).

7.4 Radon

7.4.1 Paramètres

Le Radon-222 sera émis à la surface des résidus tant que les résidus contiendront du radium-226 (période de désintégration de 1 620 années). Les concentrations en radium dans les résidus d'uranium sont généralement de l'ordre de 10 à 20 Bq/g de résidus. Cependant, seulement une fraction du radon produit par désintégration naturelle du radium dans la masse de résidus est libérée à la surface des résidus. Un des facteurs les plus importants dans la détermination de ce dégagement par la masse de résidus est la fraction de radon qui s'échappe des particules solides et qui est libre de diffuser (émanation). Des expériences ont montré que dans la plupart des décharges de résidus, la fraction de radon émanant des résidus est de 15 à 25 % (USNRC 1980; Chambers et coll. 1980). En fait, tous les facteurs étant considérés, seul le radon produit dans la couche supérieure de résidus (1 à 2 m) peut éventuellement s'échapper dans l'atmosphère (Swift et coll., 1976).

Comme on l'a vu précédemment, le taux de diffusion de radon à la surface des résidus dépend de nombreux facteurs. On a vu que le taux de diffusion peut être multiplié par 10 ou plus suivant les conditions météorologiques (pression barométrique, stabilité de l'atmosphère, précipitations, variation de la vitesse du vent, conditions de gel ou couche de neige). Par exemple, les taux d'émanation mesurés pendant l'été 1977 dans les décharges d'Elliot Lake variaient de 0,33 à 70,6 $Bq/m^2/s$ (James F. MacLaren Ltd., 1978).

De plus, la teneur en eau des résidus influe aussi sur le taux de diffusion de radon. Les calculs théoriques montrent que le taux de diffusion de radon par des résidus saturés d'eau est 10 fois plus élevé (ou plus) que le taux de diffusion par des résidus secs. La connaissance de ces nombreux facteurs et de leur influence sur la diffusion du radon est essentielle pour la réussite des programmes de monitorage du radon et des produits de filiation du radon.

La concentration en produits de filiation du radon est le facteur important en ce qui concerne les risques pour la santé. Cependant, la mesure de la concentration en radon est la mesure la plus pratique du taux d'émission par les résidus et de ses effets sur la qualité locale de l'air.

7.4.2 Mesure du taux d'émanation de radon

On peut facilement mesurer le taux d'émanation de radon à la surface des résidus par une méthode d'accumulation in situ. Dans cette méthode, on place un récipient de taille appropriée (en général 25 gallons) à la surface des résidus. On laisse le récipient ouvert et on mesure l'augmentation de la concentration en radon dans le récipient en fonction du temps. Un échantillonneur de radon ordinaire est illustré à la figure 7.5. La mesure de la concentration de radon libéré dans le récipient en fonction du temps permet de calculer le taux d'émanation. Cette méthode est décrite en détail par Bernhard et coll. (1975).

On a aussi utilisé d'autres techniques comme la technique de la cartouche à charbon de bois décrite par Countess (1977) pour déterminer le taux d'émanation de radon. L'application de cette technique aux résidus d'uranium a été décrite récemment par Silker et Heasler (1979).

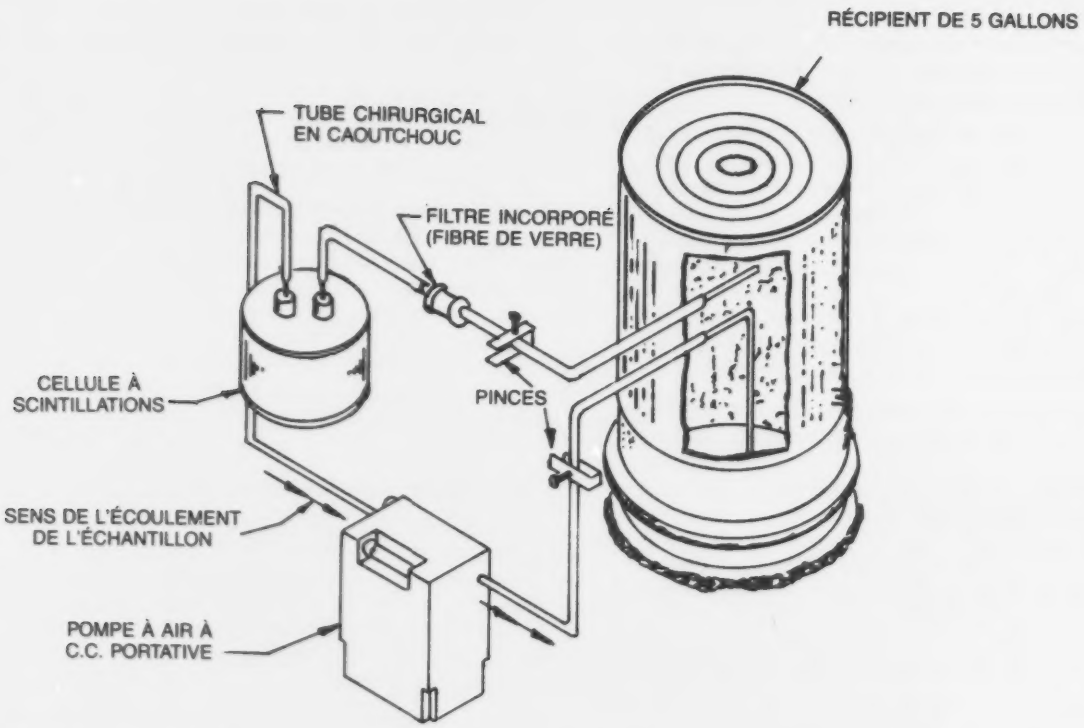


Fig. 7.5 — Appareil de mesure du taux d'émanation de radon à la surface des résidus

7.4.3 Mesure de la concentration en radon in situ

Lorsque les résidus sont suffisamment secs, les concentrations en radon peuvent être mesurées à différentes profondeurs dans les résidus pour déterminer la force moyenne d'entraînement du radon dans ces résidus. La méthode ordinaire consiste à placer des détecteurs (ou à effectuer des mesures) à des profondeurs données dans une décharge de résidus afin de mesurer la concentration en radon en fonction de la profondeur. Ces données fournissent une mesure directe des propriétés de diffusion des résidus. L'application des techniques de la chambre à trace à la mesure du taux d'émanation de radon a été décrite par Fleischer (1980). L'installation de sondes de radon à semiconducteurs dans des résidus et la mesure de la concentration de radon ont été décrites en détail par Bigu et coll. (1982).

7.4.4 Monitorage de l'air ambiant

Les concentrations ambiantes en radon et en produits de filiation du radon sont importantes dans l'évaluation des doses potentielles pour l'homme. On peut mesurer la concentration ambiante en radon de plusieurs façons: on peut calculer des moyennes en fonction du temps en utilisant des moniteurs passifs ou en prenant des échantillons instantanés. La méthode passive consiste à utiliser des chambres à trace pour mesurer la concentration ambiante moyenne (en fonction du temps) en radon (en général pendant des périodes d'exposition de plusieurs semaines ou même de plusieurs mois). Pour prélever des échantillons instantanés, on utilise des pompes à grand et à faible débit, des filtres, des cellules luminescentes et des compteurs-photomultiplicateurs pour déterminer les concentrations réelles en radon et en produits de filiation du radon au moment de l'échantillonnage. Il existe aussi des appareils commerciaux de mesure de la concentration instantanée en radon et en produits de filiation du radon.

Normalement, le film détecteur de trace est fixé au fond d'un récipient en plastique léger. Un filtre est placé à l'ouverture du récipient pour empêcher l'entrée de produits de filiation du radon et de poussière et le récipient est protégé des intempéries dans un abri installé sur le lieu d'échantillonnage.

Après la période d'exposition fixée, l'ensemble récipient/détecteur est enlevé de l'abri et envoyé au laboratoire. Un système passif de ce genre permet seulement de mesurer la concentration moyenne en radon ou en thoron pendant la période spécifiée.

En ce qui concerne le prélèvement d'échantillons instantanés, un échantillon d'air filtré est envoyé dans une cellule luminescente pendant une période donnée, avec un débit suffisant pour permettre au moins 10 changements d'air dans la cellule. Après un temps suffisant pour permettre la croissance de produits de filiation du radon, on compte les scintillations produites par le radon en désintégration et les produits de filiation du radon et on convertit en concentration en radon à l'aide des facteurs d'étalonnage fournis par le fabricant.

Pour la mesure de la concentration en produits de filiation du radon, on utilise une pompe à grand débit étalonnée pour aspirer l'air à travers un filtre de porosité 0,45 μm pendant une période donnée (5-10 minutes). Normalement, on détermine les concentrations en produits de filiation du radon par la méthode de Kusnetz modifiée (AIEA, 1976). Cette méthode consiste à compter les produits de filiation du radon émettant des particules alpha qui sont éliminés d'un volume connu d'air et déposés sur un filtre. Ces dernières années, plusieurs fabricants ont mis sur le marché des moniteurs continus de radon et des moniteurs de niveau opérationnel. Pour plus de détails, on consultera la documentation fournie par les fabricants.

7.5 Assurance de la qualité

L'enregistrement précis et détaillé des données de terrain et des méthodes d'échantillonnage est un élément essentiel d'un programme de monitorage de la qualité de l'air. Ces données comprennent: les numéros d'identification des échantillons; les lieux d'échantillonnage; la période d'échantillonnage; les conditions météorologiques générales et les incidents spécifiques (vents forts, pluie abondante, etc.); ainsi que les données d'étalonnage de l'instrument. La meilleure façon de consigner ces données consiste à compléter des fiches de données préparées à l'avance. On est sûr ainsi de noter toutes les observations pertinentes et de recueillir les données de façon uniformisée. Un exemple de fiche d'échantillonnage pour un échantillonneur d'air à grand débit est illustré à la figure 7.6.

Un échantillonneur à grand débit doit être réétalonné au moins deux fois par an et après chaque changement de moteur et de balais pour conserver la précision voulue sur le volume d'air. Les balais de l'échantillonneur doivent être vérifiés régulièrement et, généralement, ils doivent être remplacés toutes les 400-500 heures de fonctionnement. Il est recommandé de consulter le guide de l'utilisateur pour des instructions spécifiques sur l'étalonnage et l'entretien.

7.6 Coûts du programme

Les principaux coûts des programmes d'échantillonnage pour la qualité de l'air dans les décharges de résidus d'uranium sont les coûts d'acquisition et d'installation du matériel de monitorage. Les chiffres suivants sont des estimations générales des coûts unitaires qui peuvent être utilisées pour évaluer le coût global d'un programme.

Le coût de l'acquisition et de l'installation initiale par des personnes qualifiées d'un échantillonneur d'air à grand débit pour les particules en suspension est d'environ 2 500 à 3 500 $ par échantillonneur (coûts 1984). Le coût de l'acquisition et de l'installation de capteurs classiques pour les chutes de poussière sont d'environ 200 $ par échantillonneur (coûts 1984). Le coût des matériaux pour les mesures de la concentration ambiante en radon par la méthode de la chambre à trace est d'environ 150 à 200 $ par mesure (coûts 1984). Le coût de l'acquisition du matériel de mesure du taux d'émanation de radon est d'environ 5 000 à 6 000 $ et chaque mesure revient à environ 200 $ (coûts 1984).

HI-VOL. FILTER DATA RECORD

Project: TAILINGS STUDY

Sampler Data:

Identification No. 10576
Date of Last Calibration MARCH 10, 1983

Field Data:

Location A-2
Filter No. A-2-13
Collected By JOHN DOE

	START	STOP
Date	MAY 12, 1983	MAY 13, 1983
Time	2350	2325
Rotameter Reading	64	68
Temperature	5 °C	8 °C

Weather Data:

Wind	___	Calm,	X	Light,	___	Strong,	___ Gusty
Direction	___	North	___	East,	___	South,	X West
Visibility	___	Clear,	X	Hazy	___		
Clouds	___	Clear,	___	Scattered,	X	Overcast	
Humidity	___	Dry,	___	Moderate,	X	Humid	

Other Data:

Filter No. 40271
Data Recorded by JOHN DOE
Final Weight 4.2563 g
Initial Weight 3.5554 g
Net Particulate Weight 0.7009 g
Total Sampling Time 23 35 Hrs.Min.

Average Flowrate 66 scfm
Particulate Concentration 264 ug/m^3

Comments:

Fig. 7.6 — Exemple de fiche d'échantillonnage de l'air avec un échantillonneur à grand débit complétée pour une période d'échantillonnage typique

7.7 RÉFÉRENCES

Alberta Environment (1977). Air Monitoring Directive. AMD-77-1, Power Generating Industry, décembre 1977.

American Society For Testing and Materials (ASTM) (1983). 1982, vol. 11.03: Atmospheric Analysis, Occupational Health & Safety.

D1357-82 Method for planning the sampling of the atmosphere.

D1739-82 Method for collection and analysis of dust fall (settleable particulates).

D4096-83 Practice for the application of Hi-Vol (high-volume) Sampler method for collection and moss determination of airborne particulate matter.

Bagnold, R.A. (1959). The Physics of Blown Sand and Desert Dunes. Metheun and Co. Ltd.

Bernhard, E.E., Johns, F.B. et Kaufman, R.F. (1975). "Radon exhalation and uranium mill tailings piles. Description and verification of the measurement method". US Environmental Protection Agency, Rapport EPA ORP/LV-75-7CA.

Bigu, J., Grenier, M., Dave, N.K. et Lim, T.P. (1982). "Study of radon gas emanation from uranium mine tailings areas. Rapport d'activité". CANMET — Laboratoire d'Elliot Lake, décembre 1982.

Chambers, D.B., Lowe, L.M., Cassaday, V.C., Nantel, J.H. et Archibald, J.F. (1980). "Development and use of radon source terms in environmental impact assessments". Communication présentée au Health Physics Society 25th Silver Anniversary Meeting, Seattle (Washington), du 20 au 25 juillet 1980.

Colorado Department of Health (C.D.O.H.) (1981). "Fugitive dust emissions". Préparé par l'Air Pollution Control Commission, 30 septembre 1981.

Countess, R.J. (1977). "Measurements of the radon-222 flux with charcoal cannisters". Article in Workshop on Methods for Measuring Radiation in and around Uranium Mills, Éditeur: E. Harward, Atomic Industrial Forum Report, vol. 3, nº 9.

Environment Ontario (1981). Mesure de la qualité de l'air. Études effectuées dans la région d'Elliot Lake, 1976-1980 — Compilation de données.

Fleischer, R.L. (1980). "Radon flux from the earth: Methods of measurement by the nuclear track method". Laboratoire de chimie physique, Compagnie General Electric, mai 1980.

Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) (1976). Manual on Radiological Safety in Uranium and Thorium Mines and Mills, Safety Series de l'AIEA, nº 43.

James F. MacLaren Limited (1978). Environmental Assessment of the Proposed Elliot Lake Uranium Mines Expansion, vol. 4 — Évaluation de l'environnement.

Nicholas, P.K. et Visalli, J.R. (1981). "Comparison of three methods for measuring suspended particulate concentrations". Environmental Science and Technology, vol. 15, nº 2, pp. 219-223.

Silker, W.B. et Heasler, P.G. (1979). "Diffusion and exhalation of radon from uranium tailings". Préparé pour U.S. Nuclear Regulatory Commission par Pacific Northwest Laboratory.

Swift, J.J., Hardin, J.M. et Calley, H.W. (1976). "Potential radiological impact of airborne releases and direct gamma radiation to individuals living near inactive uranium mill tailings piles". U.S. Environmental Protection Agency, EPA-520/1-76-001.

USNRC (1980). "Final generic environmental impact statement on uranium Milling". Nuewf — 0706, vol. 3, Appendice 6.

8. ÉTUDE DE CAS — PROGRAMMES D'ÉCHANTILLONNAGE AUX MINES DENISON À ELLIOT LAKE (ONTARIO)

8.1 Introduction

L'étude de cas suivante décrit les programmes d'échantillonnage menés sur les sites de gestion des résidus de la Denison Mines Limited à Elliot Lake (Ontario). L'information sur divers aspects des programmes d'échantillonnage présentée dans cette étude de cas vient principalement de données non publiées de Denison Mines et de rapports publiés par LaRocque et Webber (1978), James F., MacLaren Ltd., (1978) et Feenstra et coll. (1981).

Les mines Denison sont situées à 16 km au nord de la ville d'Elliot Lake en Ontario (voir figure 8.1). Elliot Lake se trouve dans une région tempérée humide qui reçoit environ 97 cm de précipitation par an. Les précipitations se répartissent assez régulièrement sur toute l'année, avec une moyenne mensuelle de 5 à 10 cm. La région d'Elliot Lake est recouverte de neige de novembre à avril et la température moyenne en juillet est de 18°C.

Le corps de minerai Denison est un conglomérat uranifère de quartz et de galets avec une teneur en U_3O_8 d'environ 0,1 p. 100. Les opérations d'extraction et de concentration ont commencé en 1957, avec une capacité nominale de 5 400 tonnes/jour. La capacité des installations a été augmentée à 6 400 tonnes/jour en 1974 et à 13 400 tonnes/jour en 1982. L'uranium est lixivié du minerai à l'aide d'une solution forte d'acide sulfurique. L'uranium est extrait par échange d'ions avec une base forte et précipité sous forme de diuranate d'ammonium. Les résidus solides stériles et la solution stérile obtenue après échange d'ions sont neutralisés avec de la chaux et déversés dans la décharge de résidus sous forme d'une boue contenant 30 à 40 p. 100 de matières solides. À l'heure actuelle, les résidus déversés sont neutralisés à un pH de 9 à 10, mais, pendant les années 50 et au début des années 60, ils étaient neutralisés à un pH de 6 à 7 seulement. De 1957 à 1959, les résidus ont été déversés dans la région des lacs Smith et Williams au sud de l'usine de concentration (voir figure 8.2). Depuis 1959, les résidus ont été déversés dans la région du lac Long.

L'étude de cas suivante décrit les programmes d'échantillonnage menés dans la décharge inactive de Williams Lake et dans la décharge active actuelle de Long Lake.

Les résidus déversés dans les décharges contiennent de 3 à 7 p. 100 en poids de pyrite. Lorsque le déversement de résidus neutralisés cesse et lorsque les résidus dans la décharge inactive, telle que celle de William Lake, sont exposés à l'air, la pyrite commence à s'oxyder près de la surface des résidus. Suite à l'oxydation de la pyrite, les eaux interstitielles ont un pH faible et sont très concentrées en fer et en sulfates. Ces conditions entraînent la libération de fortes concentrations de métaux lourds et de divers radionucléides par les résidus solides dans les eaux interstitielles. Ces eaux interstitielles de mauvaise qualité peuvent quitter les décharges de résidus par le biais du ruissellement superficiel, du suintement ou de l'exfiltration et elles peuvent avoir des effets potentiellement inacceptables sur l'environnement. À l'heure actuelle, on recueille et on traite les eaux contaminées d'écoulement superficiel et de suintement de telle sorte que ces effets sont inexistants. L'oxydation de la pyrite n'est pas un problème important dans les décharges de résidus actives telles que celle de Long Lake à cause du déversement continuel de résidus neutralisés.

8.2 Décharge de résidus de Williams Lake

8.2.1 Introduction

La décharge de résidus de Williams Lake couvre 10,6 ha et contient environ 1 million de tonnes de résidus. La décharge de résidus est limitée par des crêtes de roche de fond au nord et au sud et par les barrages n° 1 et n° 2 respectivement à l'ouest et à l'est. Les crêtes de roche de fond consistent en conglomérats métamorphosés relativement peu perméables, en grès fins et en arkoses de la formation de Gowganda du protérozoïque inférieur. Au centre de la décharge, les résidus ont jusqu'à 12 mètres d'épaisseur et recouvrent de fins (<3 m) dépôts de till glaciaire et des couches discontinues de silt et de tourbe. Le barrage n° 1 mesure approximativement 8 mètres de hauteur et consiste en terre à remblai. Le barrage n° 2 mesure approximativement 10 m de hauteur et consiste en résidus à décharge contrôlée par robinets. Les résidus étant déversés à Williams Lake à partir du lac Smith, la surface des résidus s'incline d'est en ouest avec une pente d'environ 0,5 p. 100. À l'extrémité est de la décharge, les résidus sont surtout sablonneux alors qu'à l'extrémité ouest ils sont surtout silteux. À la fin des années 50, à la suite d'une défaillance du système de décantation, des résidus ont été déversés accidentellement dans la vallée à l'ouest du lac Williams. Cette surface de déversement accidentel a été recouverte de till glaciaire et le tapis végétal a été restauré (Murray et coll., 1979). Jusqu'en 1970, la surface de la décharge de résidus est restée relativement sèche. Le système de décantation a été soulevé en 1970 et il s'est ainsi créé un bassin de tête qui, à certains moments, recouvre presque la moitié de la surface de la décharge. Des travaux correctifs ont été effectués en 1979 pour améliorer la stabilité du barrage n° 1 (voir Reades et coll., 1981).

Depuis la mise hors service de la décharge de Williams Lake en 1959, divers programmes d'échantillonnage

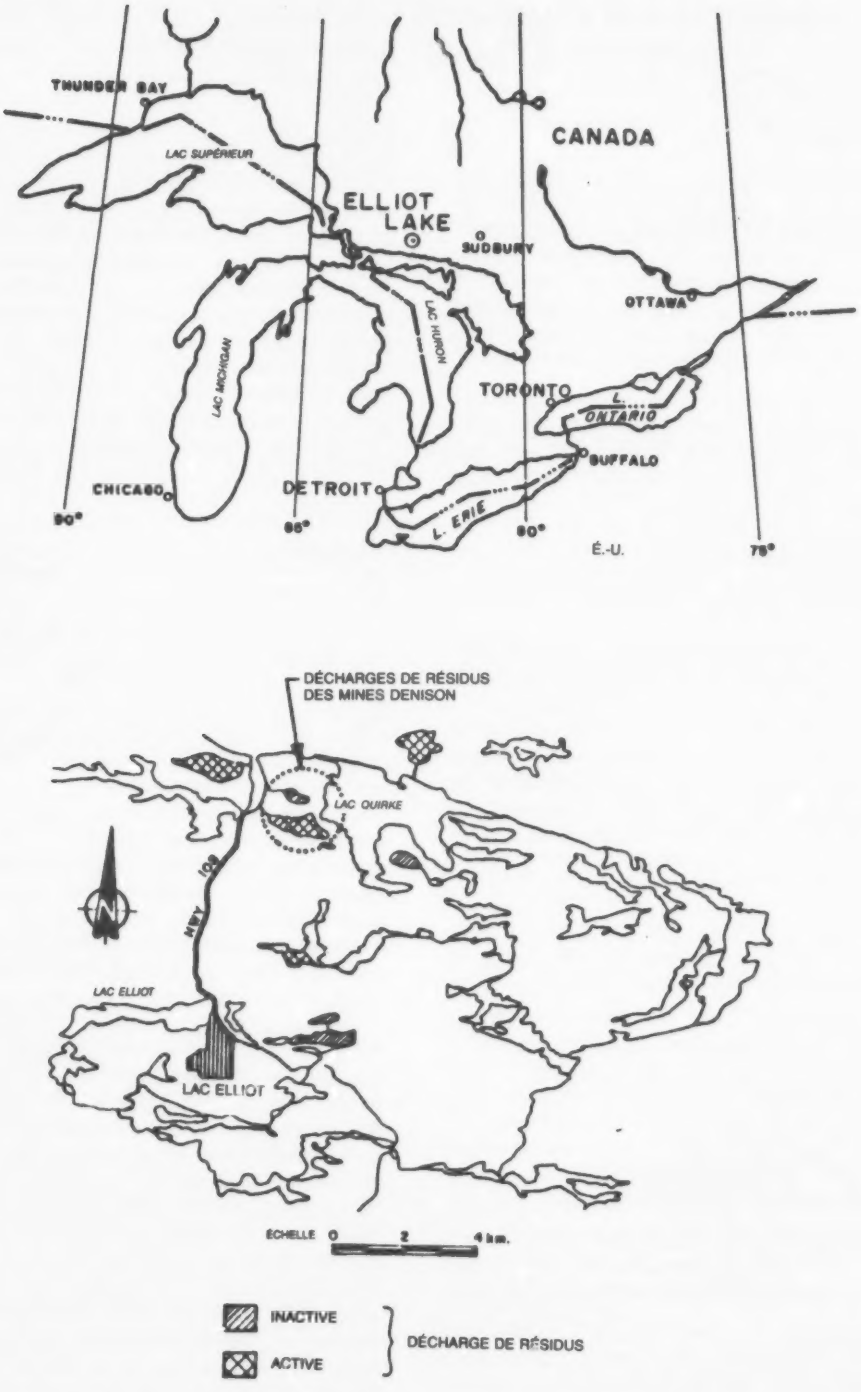


Fig. 8.1 — Emplacement des décharges de résidus des mines Denison

ont été menés à des fins variées. Ces programmes comprenaient l'échantillonnage de résidus solides, d'eau de ruissellement, d'eau de suintement, d'eau interstitielle et de poussière soufflée par le vent. L'échantillonnage d'eau de ruissellement et de suintement faisait partie du programme de monitorage de routine de Denison Mines. L'échantillonnage de la poussière soufflée par le vent faisait partie du programme d'évaluation environnementale des mines d'uranium dans la région d'Elliot Lake pendant la période 1976-1978. L'échantillonnage des résidus solides et de l'eau interstitielle faisait partie d'un programme permanent mené aux mines Denison dans le but de concevoir des méthodes appropriées de mise hors service ou de fermeture à long terme des décharges de résidus d'uranium.

8.2.2 Échantillonnage des résidus solides

Dans le cadre de l'échantillonnage des résidus solides, trois (3) trous de sonde ont été creusés en mars 1980 le long de l'axe de la décharge de résidus aux emplacements indiqués à la figure 8.2. Le travail a dû se faire en hiver en raison de la nature extrêmement meuble de la surface des résidus. Les trous de sonde ont été creusés à des profondeurs situées entre 7,0 m et 12,6 m sous la surface du sol à l'aide d'une foreuse au diamant montée sur patins fonctionnant à partir de la surface gelée des résidus. Pour creuser les trous dans les résidus, on s'est servi de la technique du forage à injection avec un tubage de taille H jusqu'à une profondeur où il n'était plus possible d'avancer.

On a récupéré des carottes semi-continues de résidus à l'aide de l'échantillonneur à piston au fur et à mesure que les trous de sonde étaient creusés. On a ainsi recueilli un total de 31 carottes de résidus. Les carottes ont été scellées dans les tubes de l'échantillonneur à piston avec de la cire et transportées au laboratoire pour analyse. On a ensuite extrait les carottes au laboratoire et effectué une diagraphie pour déterminer la stratigraphie des résidus. On a choisi 19 carottes pour analyser la taille des grains, la masse volumique et la teneur en eau ainsi que les propriétés chimiques.

On a effectué les analyses chimiques suivantes: analyse des sulfates lixiviables à l'eau pour la détermination de la teneur en gypse; analyse du fer et du manganèse solubles dans un acide pour la détermination de la teneur en oxyhydroxydes; teneur en pyrite; teneur en carbonates totaux; et capacité d'échange de cations.

Les résultats des analyses chimiques des échantillons de résidus sont résumés au tableau 8.1. Ces résultats montrent que les sulfates solubles constituent environ 3 % en poids des résidus solides. Les sulfates solubles sont principalement du gypse formé lors de la neutralisation à la chaux de la solution de lixiviation à l'acide sulfurique dans l'usine d'extraction, avec des quantités minimes de jarosite (Kaiman, 1977).

L'analyse des sulfures nous montre que la teneur en pyrite des résidus est de l'ordre de 7 p. 100 en poids. La pyrite dans les résidus provient de la pyrite dans le minerai initial. L'analyse du fer lixiviable donne la concentration en oxyde et en oxyhydroxide de fer dans des résidus. Les quantités relativement faibles de ces minéraux dans les résidus sont dues à la précipitation des oxydes et des oxyhydroxides lors de la neutralisation par la chaux des effluents de l'usine de concentration.

Les résultats des analyses des carbonates montrent que les résidus contiennent de petites quantités de carbonates. On pense que le carbonate dans les résidus est dû au carbonate de calcium provenant des impuretés de calcaire dans la chaux utilisée pour la neutralisation des effluents de l'usine de concentration.

Tableau 8.1 — Résumé des analyses chimiques des résidus solides

Décharge de résidus de Williams Lake 1981 (19 Échantillons)		
	Concentration (% en poids)	
Constituant	Gamme	Moyenne
Sulfates solubles (SO_4)	0,18 – 9,9	2,8
Sulfures (FeS_2)	2,2 – 10,5	7,2
Fer lixiviable (Fe)	0,08 – 1,33	0,5
Carbonates ($CaCO_3$)	<0,003 – 0,4	0,06
Capacité d'échange de cations (meq/100g)	0,75 – 15,7	2,9

D'après Feenstra et coll. (1981).

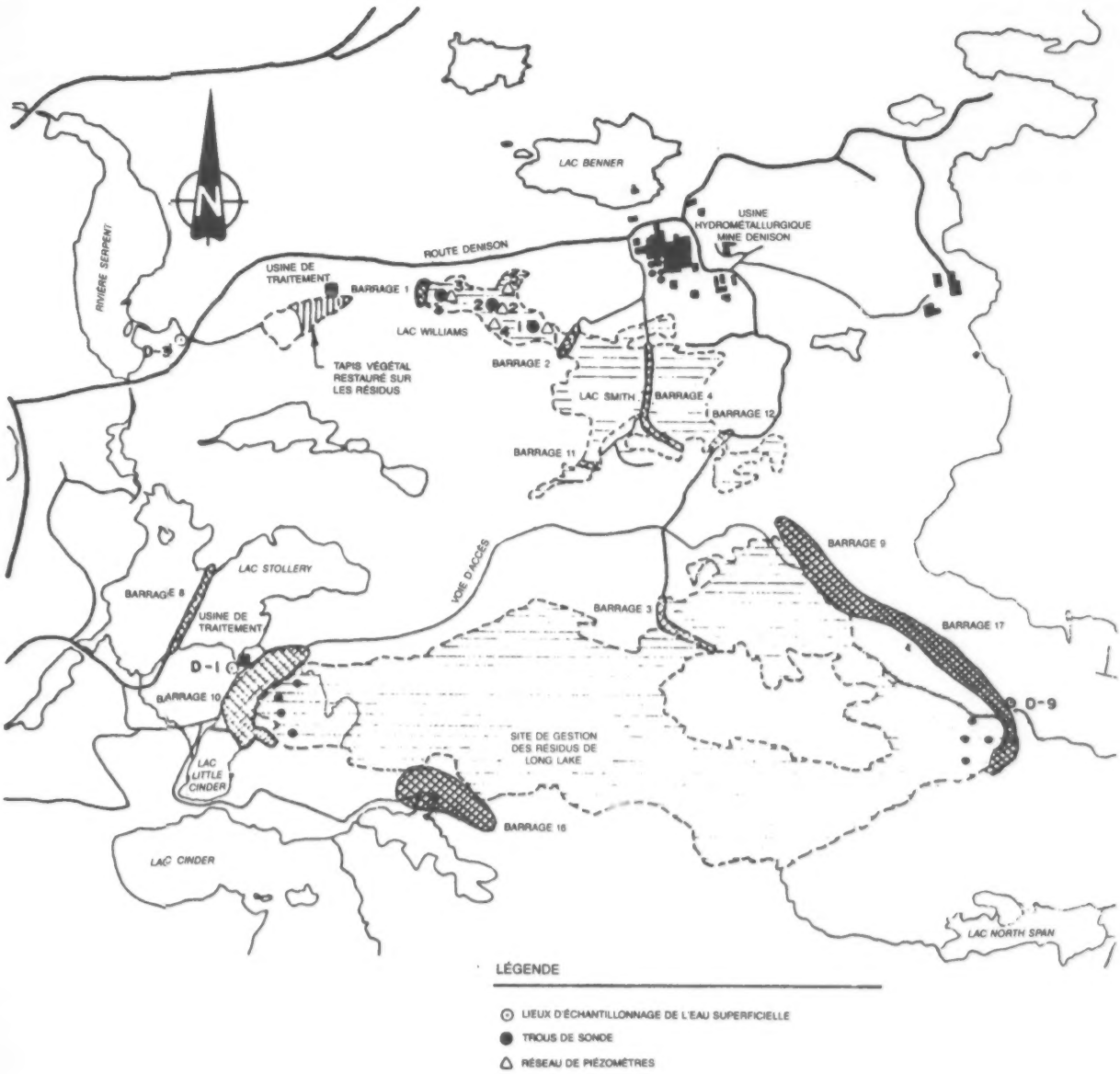


Fig. 8.2 — Décharges de résidus de Williams Lake et de Long Lake

Le reste des résidus consiste en quartz, en feldspath et en aluminosilicate présents dans le minerai initial. La capacité d'échange de cations des résidus est relativement faible en raison des petites quantités de minéraux argileux dans les résidus.

La figure 8.3 montre un exemple de la variation de la teneur en carbonates et de la capacité d'échange de cations en fonction de la profondeur et de la stratigraphie des résidus. Les concentrations en sulfates solubles, en fer lixiviable, en carbonates et la capacité d'échange de cations augmente lorsque la taille des grains des résidus diminue (figure 8.4). Cela signifie que le gypse, l'oxyhydroxide de fer et les carbonates sont plus abondants dans les résidus à grains fins et qu'on trouve donc ces minéraux dans les résidus silteux à grains plus fins. La capacité d'échange de cations augmente lorsque la taille des grains diminue à cause de la plus grande proportion de minéraux argileux et de la plus grande surface des grains dans les résidus silteux à grains plus fins. Cependant, la concentration de pyrite dans les résidus n'augmente pas lorsque la taille des grains diminue.

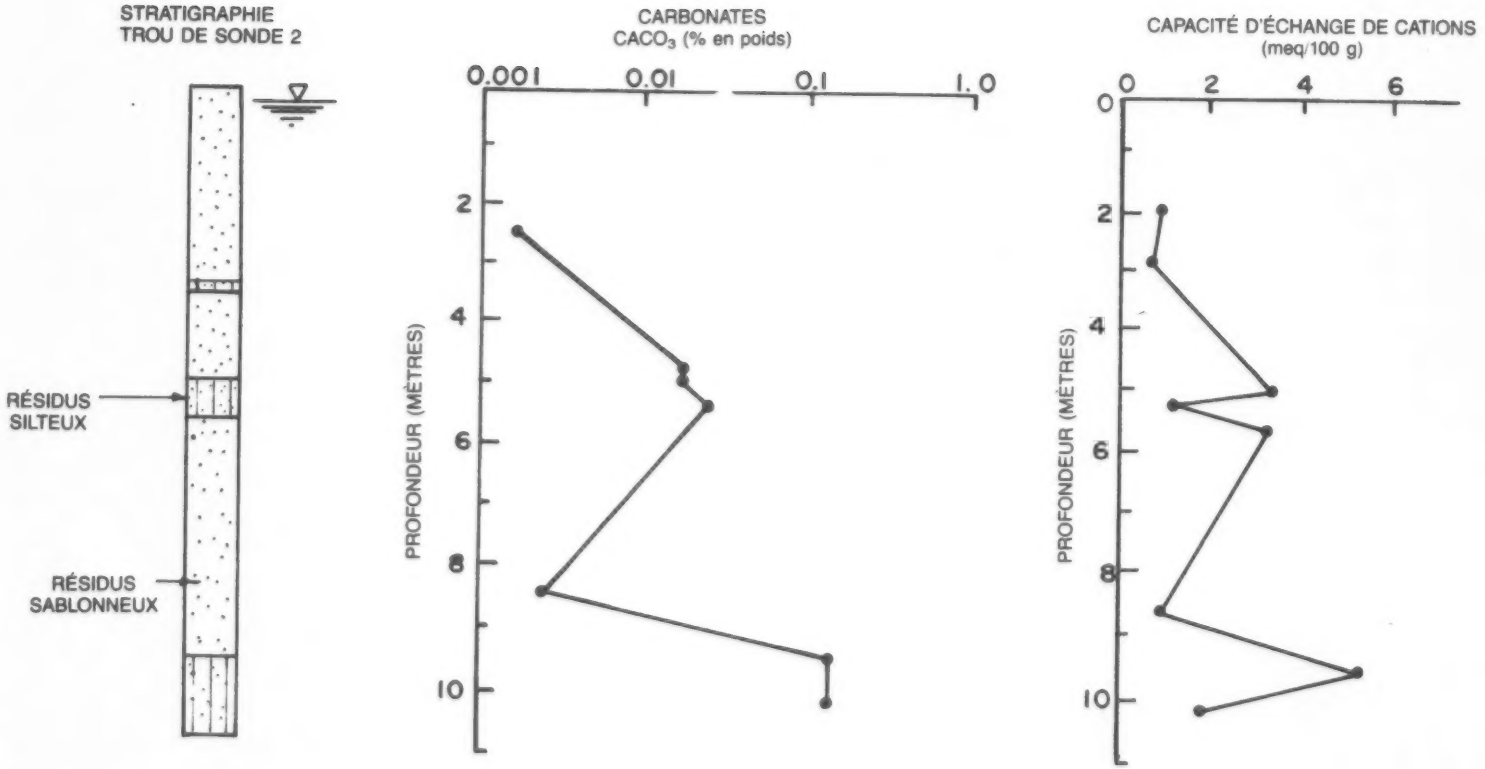


Fig. 8.3 — Exemple de stratigraphie et de chimie des résidus solides — Williams Lake

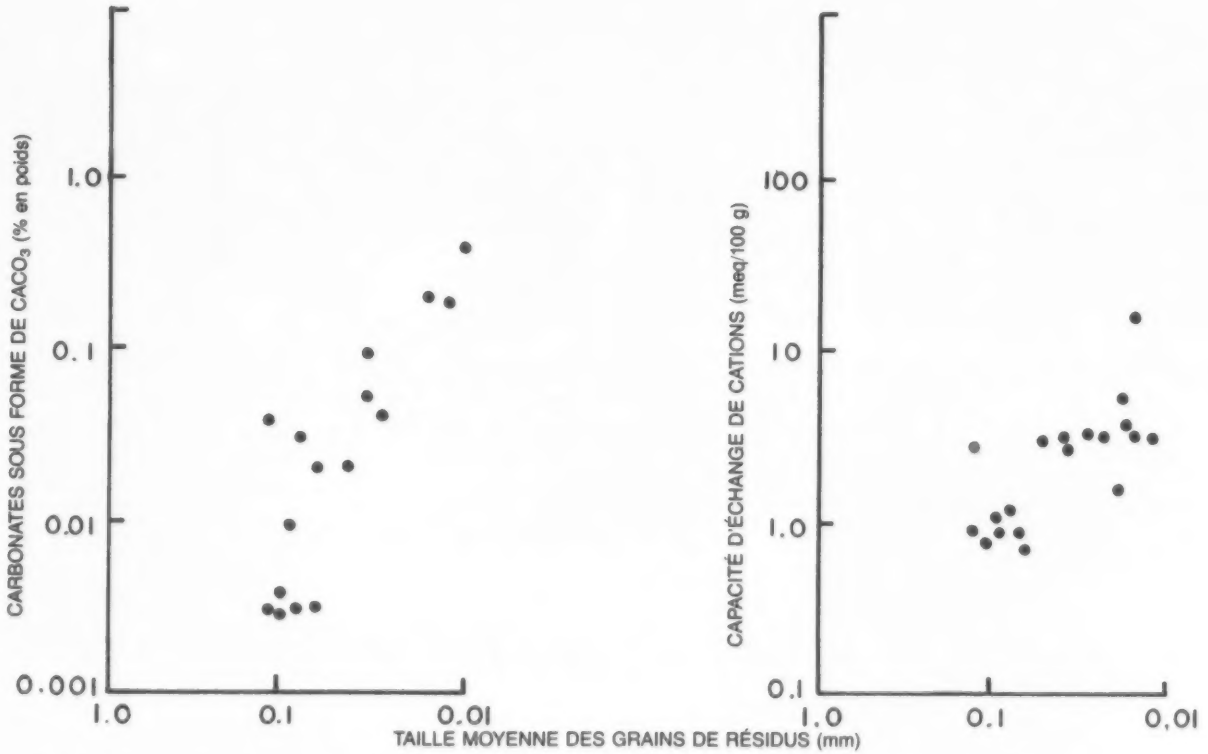


Fig. 8.4 — Composition chimique des résidus solides en fonction de la taille des grains — Williams Lake

8.2.3 Échantillonnage de l'eau de ruissellement

La quantité et la qualité de l'eau de ruissellement venant de la décharge de résidus de Williams Lake sont monitorées en aval du barrage nº 1 et de l'usine de traitement (voir figure 8.2). Les échantillons sont recueillis selon le calendrier suivant:

Fréquence	Type d'échantillon	Paramètres
Tous les jours		Débit
Tous les jours	Instantané	pH
Toutes les semaines	Instantané	SST
Toutes les semaines	Composé	SDT, fer, alcalinité, acidité, nitrates, ammoniac, radium-226 dissous
Tous les mois	Composé	radium-226 total
Tous les 4 mois	Instantané	Sulfates, chlorures, potassium, calcium, magnésium, sodium, baryum, cuivre, nickel, plomb, cobalt, zinc et manganèse.

Les résultats de ce monitorage sont publiés tous les ans par Environment Ontario dans le cadre de la compilation des données de qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Serpent. Les résultats du monitorage de 1981 sont donnés au tableau 8.2.

Le ruissellement superficiel en aval de la décharge de résidus de Williams Lake comprend le ruissellement superficiel provenant de la décharge et du bassin versant environnant, les précipitations directes et les eaux provenant de la décharge par suintement à travers le barrage nº 1. Avant traitement, ces eaux de ruissellement sont caractérisées par un faible pH et par des concentrations élevées en fer, en acide et en radium-226. Le traitement de l'eau de ruissellement consiste en une addition de chaux et de chlorure de baryum pour augmenter le pH et diminuer les concentrations en fer, en acide et en radium. Les résultats du monitorage des eaux de ruissellement traitées montrent que le traitement est généralement efficace en ce qui concerne le pH, la teneur en fer, la teneur en radium et l'acidité. Il y a une grande variation dans la concentration de nombreux paramètres en raison des effets variables de la dilution par précipitation et par l'eau de ruissellement non contaminée provenant du bassin versant environnant.

8.2.4 Installation de piézomètres

Au cours du printemps 1980, on a installé cinq réseaux de piézomètres dans la décharge de résidus de Williams Lake dans le but de mesurer la charge hydraulique, la conductivité hydraulique et dans le but de recueillir des échantillons d'eau interstitielle. Les emplacements des réseaux de piézomètres sont indiqués à la figure 8.2. Chaque réseau consiste en dix piézomètres à l'exception de PN-3 qui comprend neuf piézomètres (voir figure 8.5). Les piézomètres ont été installés à des profondeurs variant entre 0,3 et 8,5 m sous la surface des résidus. Les piézomètres étaient des piézomètres à pointe filtrante en PVC de 3,2 cm de diamètre avec des prises poreuses en polyéthylène (voir figure 6.2). On a choisi ce type de piézomètre afin de pouvoir utiliser la technique de prélèvement à la seringue pour recueillir des échantillons d'eau interstitielle à haute teneur en fer ferreux et pour permettre l'installation manuelle des piézomètres car l'accès des résidus à l'équipement lourd est difficile en dehors des mois d'hiver.

Les piézomètres ont été installés manuellement par la technique de vibration à l'aide d'un marteau pneumatique manuel fonctionnant à l'essence (Atlas-Copco 'Cobra'). Les pointes des piézomètres ont été amenées à la profondeur désirée en enfonçant de longues sections de 1,5 m raccordées de tuyaux en PVC de norme 40. Un mandrin en acier formait un raccord avec le marteau pneumatique et fournissait la rigidité nécessaire pour enfoncer le tuyau en PVC. Les résidus en dessous de la nappe phréatique se liquéfiaient autour de la pointe du piézomètre pendant l'enfoncement, ce qui permettait d'enfoncer facilement le piézomètre.

Après l'installation des piézomètres, on a mesuré périodiquement la charge hydraulique à l'aide d'un ruban de sondage électrique afin de déterminer la direction de l'écoulement de l'eau interstitielle. On a effectué des essais de relèvement dans 12 des piézomètres pour déterminer la conductivité hydraulique des résidus (voir figure 6.7).

La partie ouest de la décharge de résidus de Williams Lake est recouverte par un bassin de tête peu profond adjacent au barrage nº 1. La nappe phréatique dans la partie est de la décharge se trouve à moins de 0,3 m de la surface des résidus. La nappe phréatique suit à peu près la pente de la surface des résidus d'est en ouest, ce qui représente un gradient hydraulique horizontal de 0,5 p. 100. Les gradients hydrauliques verticaux dans les résidus sont d'environ 1,5 à 2,5 p. 100 et sont généralement dirigés vers le bas dans toute la décharge. Un exemple des profils verticaux de charge hydraulique est donné à la figure 8.6. On peut trouver des gradients hydrauliques dirigés vers le haut au voisinage du barrage nº 1 lorsque le niveau du bassin de tête est bas.

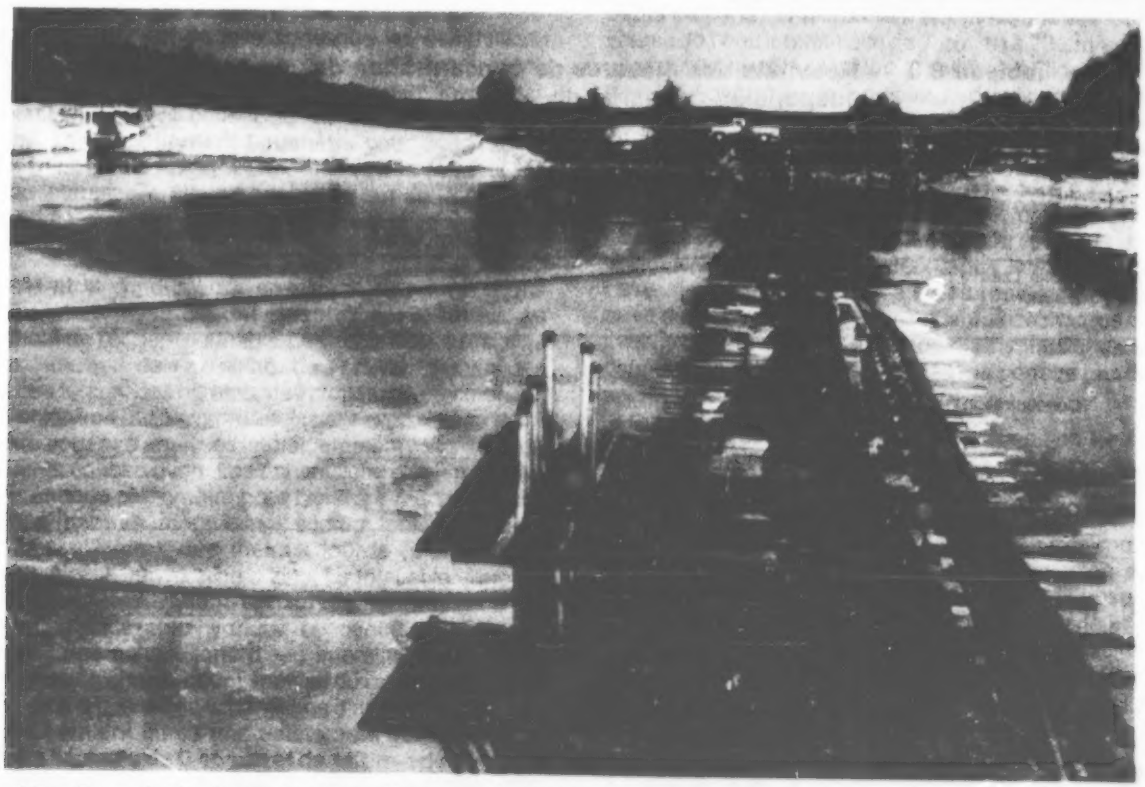


Fig. 8.5 — Exemple de réseau de piézomètres dans la décharge de Williams Lake

Tableau 8.2 — Exemple de résultats de l'échantillonnage de l'eau superficielle — décharge de résidus de Williams Lake, Station D-3

Paramètre	Moyenne	Gamme	Nombre d'échantillons
Débit (L/s)	6,7	0 – 140	180
pH	9,1	7,0 – 11,0	234
SST	3	<1 – 28	49
SDT	700	74 – 1570	50
Fer	0,50	<0,02 – 1,5	50
Alcalinité	85	25 – 370	51
Acidité	2	0 – 56	51
Nitrates	3	<1 – 8	50
Ammoniac	2	<1 – 8	52
Radium total (Bq/L)	0,74	0,23 – 1,49	13
Radium Diss. (Bq/L)	0,48	0,12 – 1,60	51
Sulfates	370	290 – 510	3
Chlorures	150	140 – 167	
Potassium	14	1,3 – 27	2
Calcium	90	30 – 198	3
Magnésium	0,97	0,95 – 1,0	3
Sodium	191	191	1
Baryum	0,4	<0,2 – 0,8	3
Cuivre	0,02	<0,01 – 0,03	3
Nickel	<0,04	<0,04	2
Plomb	0,005	0,005	2
Cobalt	0,02	<0,02 – 0,02	2
Zinc	0,03	<0,01 – 0,05	3
Manganèse	0,06	<0,02 – 0,12	3

Toutes les concentrations sont en mg/L
L'alcalinité et l'acidité sont exprimées en mg/L de $CaCo_3$
Les nitrates et l'ammoniac sont exprimés en mg/L de N.

D'après Environment Ontario (1981 a).

Tableau 8.3 — Résultats des mesures de concentration des particules en suspension-décharge de Williams Lake et autres décharges inactives

		24-heures PS ($\mu g/m^3$)	
Décharge	N[bre] d'échantillons	Moyenne géométrique	Gamme de valeurs
Williams Lake[1]	13	26	4 – 240
Stanrock[2]	90	40	6 – 1050
Nordic[3]	139	26	0 – 1965

Concentration de particules en suspension $\mu g/m^3$)	Objectifs fédéraux de qualité de l'air: Maximum souhaitable	Maximum acceptable	Maximum tolérable
Moyenne géométrique annuelle	60	70	—
Concentration sur 24 heures	—	120	400

D'après James F. MacLaren Ltd. (1978)

Postes d'échantillonnage:

1) Long Lake nº 1 — à 50 m des résidus
2) Stanrock nº 1, nº 2, et nº 3 — à respectivement 100, 100 et 250 m des résidus
3) Nordic nº 1 et nº 2 — à respectivement 100 et 200 m des résidus.

Ces gradients hydrauliques montrent que l'eau interstitielle dans les résidus s'écoule principalement d'est en ouest et vers le bas dans les résidus. Lorsque le niveau du bassin de tête est bas, l'eau interstitielle se déverse à la surface et contribue au ruissellement superficiel venant de la décharge.

La conductivité hydraulique horizontale des résidus mesurée lors des essais de relèvement variait de 10^{-4} cm/s dans les résidus sablonneux à 10^{-6} cm/s dans les résidus silteux. Les gradients hydrauliques dans les décharges de résidus étant généralement faibles et la conductivité hydraulique des résidus relativement peu élevée, le mouvement de l'eau interstitielle dans les résidus est lent. La vitesse de l'eau interstitielle dans les résidus varie approximativement entre 0,5 cm/an et 20 cm/an.

8.2.5 Échantillonnage de l'eau interstitielle

On a recueilli des échantillons d'eau interstitielle dans 36 des 49 piézomètres installés dans la décharge de résidus de Williams Lake. On a purgé complètement tous les piézomètres à l'aide d'une pompe à aspiration et on les a laissé se remplir pendant la nuit avant de recueillir les échantillons. Pour récupérer le échantillons d'eau interstitielle des piézomètres, on a utilisé un échantillonneur à seringue dans le trou (voir figure 6.11). L'échantillonneur à seringue était équipé d'un porte-filtre de 25 mm de diamètre avec une membrane filtrante de 0,45 µm de telle sorte que les échantillons d'eau interstitielle étaient filtrés dans le piézomètre lorsque la seringue se remplissait. Les échantillons d'eau interstitielle étaient conservés dans les seringues de 50 mL hermétiquement bouchées pour éviter toute exposition à l'air. Après le prélèvement, les échantillons d'eau interstitielle étaient conservés sur de la glace et expédiés directement au laboratoire d'analyses de Denison Mines.

Le pH et la conductance spécifique des échantillons d'eau interstitielle étaient mesurés sur le terrain au moment de l'échantillonnage. Les échantillons prélevés pour l'analyse de l'alcalinité, de l'acidité, des solides dissous totaux, des nitrates, des nitrites, de l'ammoniac, des chlorures et des fluorures étaient expédiés au laboratoire pour être analysés immédiatement sans addition d'agents conservation. Les échantillons d'eau recueillis dans chaque piézomètre pour l'analyse des principaux cations (calcium, magnésium, sodium, potassium, aluminium, silicium), des métaux lourds (manganèse, cobalt, nickel, cuivre, plomb zinc, fer total et fer ferreux) et des sulfates étaient conservés en présence de 0,5 mL d'acide chlorhydrique concentré. On a aussi recueilli des échantillons d'eau interstitielle dans des piézomètres choisis pour l'analyse du radium-226. Pour cela, on a recueilli des échantillons d'eau interstitielle de 1 L qui étaient filtrés immédiatement sur des membranes filtrantes de 0,45 µm et de 142 mm de diamètre et qui étaient conservés avec 10 mL d'acide chlorhydrique concentré.

On trouve deux types d'eau interstitielle dans les résidus. Ces deux types diffèrent par leur composition chimique. L'eau interstitielle au bas des résidus dans la décharge de Williams Lake est caractérisée par un pH neutre (6-7), de faibles concentrations en fer ferreux (<100 mg/L) et des concentrations moyennes en sulfates (1 500 – 2 500 mg/L). La composition chimique de cette eau interstitielle se rapproche beaucoup de celle de l'eau déversée par l'usine de concentration. La composition chimique de cette 'eau résiduaire originelle' n'a pas été beaucoup modifiée par les processus géochimiques à l'oeuvre dans les résidus.

L'eau interstitielle proche de la nappe phréatique dans les résidus est caractérisée par un pH faible (2-6) et par des concentrations élevées en fer ferreux (200 – 2 500 mg/L) et en sulfates (2 500 – 6 500 mg/L). Cette eau interstitielle est de l'eau qui a été injectée dans les résidus depuis que les déversements ont cessé. La composition chimique de cette eau interstitielle a été substantiellement modifiée par l'oxydation de la pyrite dans les résidus.

Le mouvement de l'eau 'injectée' dans les résidus dépend de la nature des résidus et des gradients hydrauliques. Lorsque les gradients hydrauliques sont faibles et dirigés vers le bas, l'eau 'injectée' a pénétré dans les résidus jusqu'à des profondeurs de 1,5 m à 4,6 m à partir de la surface des résidus. Ces profondeurs de pénétration correspondent à des vitesses verticales de l'eau interstitielle de 7 cm/an à 23 cm/an. Ces vitesses sont comparables à celles calculées à partir des relations entre le gradient hydraulique et la conductivité hydraulique. La profondeur de pénétration de l'eau 'injectée' dans les résidus à l'emplacement d'un réseau de piézomètres choisi est illustrée à la figure 8.7.

Cherry et coll. (1980) et Feenstra et coll. (1981) ont observé le même mode de pénétration de l'eau 'injectée' dans les autres décharges inactives d'Elliot Lake aux endroits où il existe des gradients hydrauliques dirigés vers le bas. Dans d'autres décharges inactives, aux endroits où les gradients hydrauliques sont dirigés vers le haut, l'eau 'injectée' ne pénètre pas dans les résidus (Cherry et coll., 1980).

Le faible pH et les concentrations élevées en fer et en sulfates dans l'eau 'injectée' dans les résidus se traduisent par la libération de métaux lourds comme le cobalt, le nickel, le plomb et le zinc par les résidus solides dans l'eau interstitielle. Les concentrations de ces métaux lourds sont donc plus élevées dans l'eau 'injectée' dans les résidus que dans l'eau 'résiduaire'. Les résultats obtenus par Moffett et Tellier (1978) et par Morin et coll. (1982) montrent que les activités des radionucléides comme l'uranium et le thorium sont aussi plus élevées dans l'eau 'injectée' de faible pH que dans l'eau 'résiduaire'.

L'activité du radium-226 dans l'eau interstitielle varie de 1,3 à 6,33 Bq/L dans la décharge de Williams Lake. L'activité du radium-226 dans l'eau interstitielle n'est

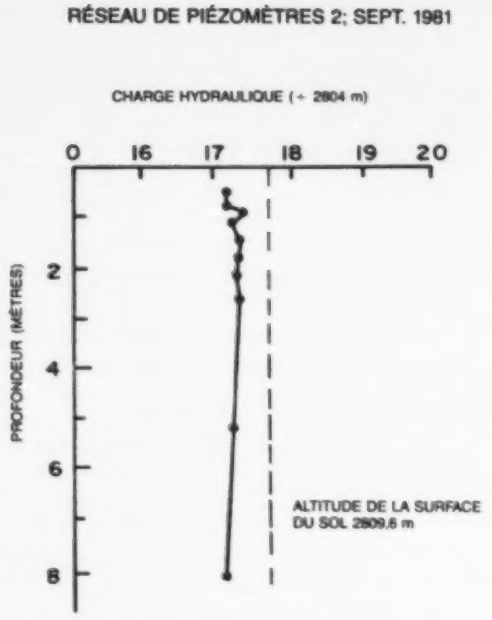


Fig. 8.6 — Profil vertical de la charge hydraulique — Williams Lake

pas plus élevée dans l'eau 'injectée' que dans l'eau 'résiduaire'. Les gammes d'activité du radium-226 observées dans l'eau interstitielle à Williams Lake sont comparables à celles observées dans les autres décharges inactives d'Elliot Lake par Cherry et coll. (1980).

8.2.6 Poussière soufflée par le vent et radon

On a recueilli une quantité limitée de données spécifiques sur la poussière soufflée par le vent et le radon relatives à la décharge de Williams Lake pendant l'évaluation environnementale des mines d'uranium à Elliot Lake en 1976-1978. On a mesuré les concentrations de particules en suspension dans l'air en un point à l'est de Williams Lake à l'aide d'un échantillonneur d'air à grand débit. Des mesures de la concentration ambiante de radon dans l'air et du taux d'émanation de radon ont été effectuées seulement une fois dans la décharge de Williams Lake. On n'a effectué aucune mesure spécifique de chute de poussière dans cette décharge. Étant donné le nombre limité de mesures de la qualité de l'air et du radon dans la décharge de Williams Lake, ces données sont présentées avec celles recueillies dans deux autres décharges inactives dans la région d'Elliot Lake (Stanrock et Nordic).

Le tableau 8.3 donne les résultats des mesures des particules en suspension dans les réserves de résidus de Williams Lake, Stanrock et Nordic ainsi que les objectifs fédéraux de qualité de l'air en ce qui concerne les particules en suspension.

Les moyennes géométriques des concentrations de particules en suspension dans les décharges inactives sont inférieures aux objectifs fédéraux de qualité de l'air. Les concentrations mesurées pendant 24 heures dans les décharges inactives dépassent occasionnellement les objectifs fédéraux. Les concentrations de particules en suspension dans la décharge de Williams Lake sont considérablement plus faibles que dans les décharges Stanrock ou Nordic. Cette différence est probablement due au fait que la surface des résidus de Williams Lake est plus humide.

Une analyse limitée des radionucléides a été effectuée sur un échantillon de particules en suspension recueilli dans chacune des décharges Stanrock et Nordic. On s'attend à des résultats similaires pour les particules en suspension à Williams Lake. Les résultats de ces analyses sont donnés au tableau 8.4 avec la concentration dans l'air dérivée (CAD). Toutes les observations sont bien inférieures aux CAD appropriées.

Il n'existe pas de mesures de chute de poussière pour la décharge de Williams Lake, mais il en existe pour les décharges Stanrock et Nordic. Les concentrations de particules en suspension dans l'air à la décharge de Williams Lake étant légèrement inférieures à celles observées dans les décharges Stanrock et Nordic, on s'attend à ce que la chute de poussière à Williams Lake soit aussi inférieure. Les résultats des mesures de chute de poussière sont donnés au tableau 8.5. On dispose seulement de données limitées sur les concentrations en radionucléides dans les chutes de poussière recueillies près de ces décharges. Ces données apparaissent au tableau 8.6.

Dans de nombreux endroits dans le monde, les concentrations naturelles en radon normales varient de 0,0037 à 0,037 Bq/L (UNSCEAR, 1977). On a effectué une mesure de la concentration ambiante en radon (échantillon instantané) dans la décharge de Williams Lake, mais la concentration n'était pas détectable. À des fins de référence, on a résumé au tableau 8.7 les données disponibles sur les mesures de la concentration ambiante en radon, de la concentration ambiante en produits de filiation du radon et du taux d'émanation de radon dans deux autres décharges inactives (Stanrock et Nordic). On prévoit que d'autres données deviendront disponibles dans le cadre d'un programme de recherche permanent de CANMET (Bigu et coll. 1982).

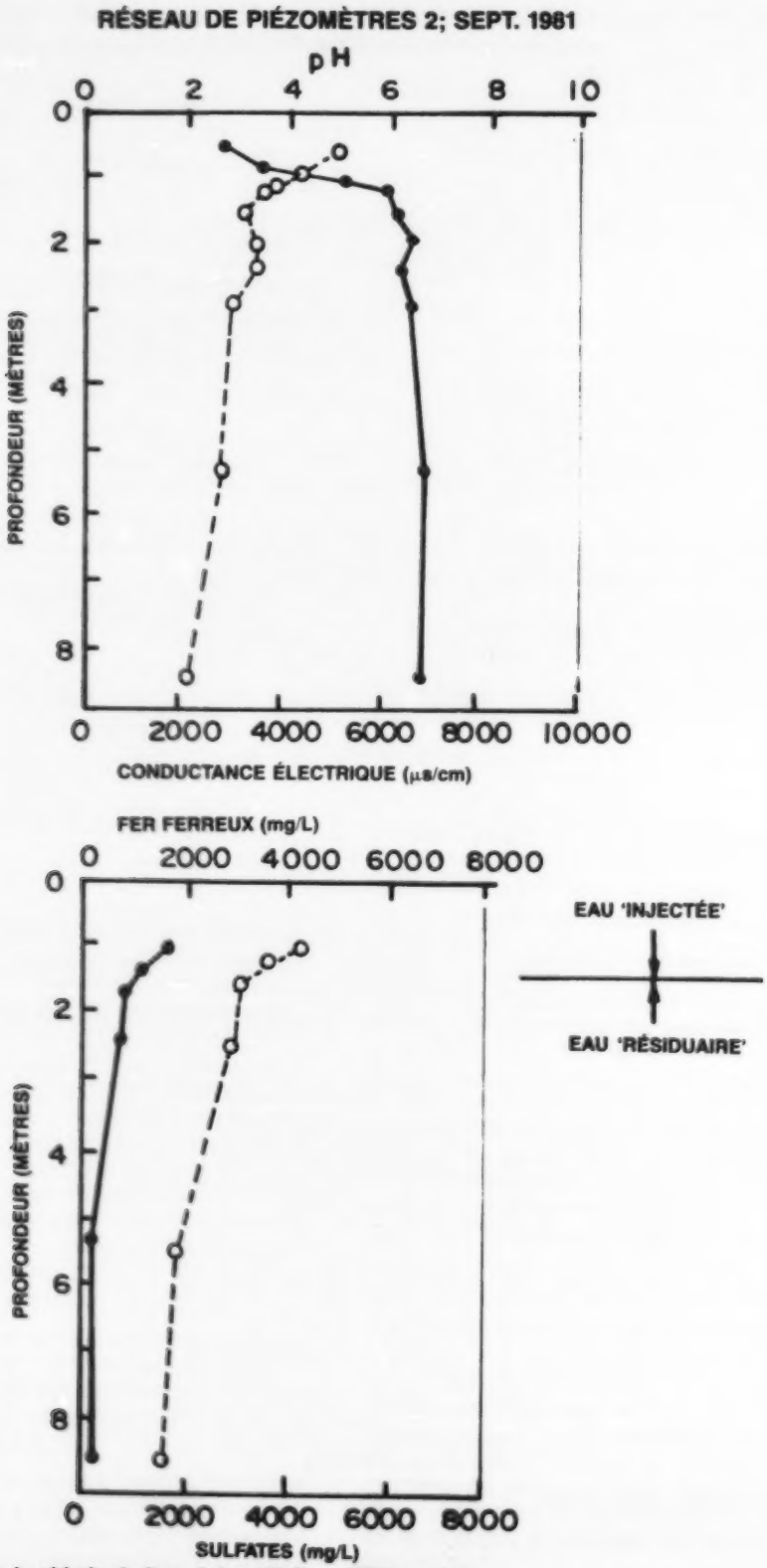


Fig. 8.7 — Profil vertical de la chimie de l'eau interstitielle — Williams Lake

Tableau 8.4 — Analyses radiologiques — Échantillons de particules en suspension recueillis près de décharges de résidus inactives

Station d'échantillonnage et date		Décharges inactives			
		Stanrock N° 1 – 21 juin		Nordic N° 1 – 25 juillet	
Concentration en particules		1050 µg/m³		1970 µg/m³	
Radionucléide	CAD	Analyse des radionucléides			
	Bq/m³	Bq/g	Bq/m³	Bq/g	Bq/m³
Plomb-210	$1,23 \times 10^{3}$	11	$1,1 \times 10^{-2}$	5,1	$1,0 \times 10^{-2}$
Polonium-210	$2,12 \times 10^{3}$	8,2	$8,6 \times 10^{-3}$	1,2	$2,4 \times 10^{-3}$
Radium-226	$2,17 \times 10^{3}$	N.D.	N.D.	0,66	$1,3 \times 10^{-3}$
Thorium-230	$5,81 \times 10^{1}$	0.022	$3,7 \times 10^{-5}$	$2,6 \times 10^{-2}$	$3,7 \times 10^{-5}$
Thorium-232	$<1,45 \times 10^{1}$	4×10^{3}	4×10^{-5}	$1,1 \times 10^{-2}$	$3,7 \times 10^{-5}$

CAD — Concentration dans l'air dérivée, calculée à partir de données de conversion de dose pour les types les plus restrictifs de particules de radionucléides de 1 µm de diamètre. D'après J.R. Johnson (1983).

Tableau 8.5 — Résumé des données sur les chutes de poussière totales dans la région d'Elliot Lake entre 1976 et 1980

	Nbre d'échantillons recueillis					Chute de poussière (g m² 30 jours)					Valeur maximale (g m² 30 jours)				
Emplacement	1976	1977	1978	1979	1980	1976	1977	1978	1979	1980	1976	1977	1978	1979	1980
Décharge Nordic (Sud)	1	11	12	11	11	—	2,4	2,1	2,4	1,8	1,1	5,3	5,6	4,7	3,6
Décharge Nordic (SE)	—	5	12	12	11	—	6,3	5,1	4,3	2,3	—	14,0	14,5	8,8	11,9
Décharge Stanrock (Est)	1	9	11	12	11	—	2,4	1,7	2,1	2,0	0,7	6,2	4,2	5,1	4,2
Décharge Stanrock (NO)	5	11	12	12	11	2,2	2,1	1,5	1,2	1,5	4,2	4,9	3,1	2,1	9,8
Décharge Stanrock (SE)	—	5	12	12	11	—	4,0	4,6	6,1	5,4	—	8,6	11,5	14,0	22,3

D'après Environment Ontario (1981b).

Tableau 8.6 — Uranium et radium-226 dans les chutes de poussière pendant la période 1976-1978

	Uranium-238			Radium-226		
Emplacement	Nbre d'échantillons	Nbre d'échantillons au-dessus de LD	Moyenne d'échantillons au-dessus de LD (MBq/km²/30 jours)	Nbre d'échantillons	Nbre d'échantillons au-dessus de LD	Moyenne d'échantillons au-dessus de LD (mBq/mg)
Nordic S	10	9	0,92	14	8	7,0
Stanrock E	9	3	0,81	13	7	1,8
Stanrock NO	10	6	0,48	17	11	9,3
Nordic SE	6	4	0,44	6	4	6,3
Stanrock SE	7	3	0,33	7	5	6,7

(LD) Limite de détection définie ainsi: Uranium — 0,185 MBq/km²/30 jours
Radium — 0,37 mBq/mg

D'après Environment Ontario (1981b).

Tableau 8.7 — Mesures de la concentration ambiante en radon dans les décharges de résidus inactives

Zone	Emplacement	Nbre d'échantillons	Radon (mBq/L) Gamme de valeurs	Moyenne
Lac Williams Site du déversement accidentel	résidus avec couvert végétal	1	–	Non détectable
Nordic	au-dessus des résidus	4	81 – 340	170
Stanrock	au-dessus des résidus	4	11 – 44	22
	près des résidus	3	3,7 – 19	11
			Produits de filiation du radon (niveau opérationnel)	
Nordic	résidus avec couvert végétal	1	–	0,0004
	au-dessus des résidus	3	0,003 – 0,0008	0,0005
			Émanation de radon (Bq/m²-s)	
Lac Williams Site du déversement accidentel	recouvert de sol et avec couvert végétal	1	–	0,7
Nordic	sur les résidus	4	4,4 – 14,5	8,70
Stanrock	sur les résidus	1	–	0,22

D'après James J. MacLaren Ltd. (1978).

8.3 Décharge de résidus de Long Lake

8.3.1 Introduction

La décharge de résidus de Long Lake couvre 125 ha et contient à l'heure actuelle environ 40 millions de tonnes de résidus. La décharge est limitée par des crêtes de roche de fond au nord et au sud, par le barrage nº 10 à l'ouest et par les barrages nºs 9 et 17 à l'est (voir figure 8.2). Les crêtes de roche de fond consistent principalement en agglomérat métamorphosé peu perméable, en grès fins et en arkoses de la formation de Gowganda. À l'heure actuelle, les résidus dans la partie centrale de la décharge ont approximativement 25 m d'épaisseur. Le barrage nº 10 est en terre de remblayage avec une membrane synthétique peu perméable et il mesure à l'heure actuelle 27 m de hauteur. Les barrages nºs 9 et 17 sont en terre de remblayage avec des noyaux en till glaciaire peu perméable et ils mesurent environ 12 m de hauteur.

Les résidus étant déversés dans la décharge de Long Lake à partir de l'extrémité est, la surface des résidus présente une pente d'est en ouest d'environ 0,5 p. 100. Les résidus sont surtout sablonneux à l'est de la décharge et silteux à l'ouest.

Le déversement continu de résidus dans la décharge (260 L/s d'effluents liquides 1983) permet de conserver les résidus humides. La surface des résidus est extrêmement meuble et inaccessible même à pied, sauf sur les résidus sablonneux grossiers situés immédiatement à côté du lieu de déversement.

Divers programmes d'échantillonnage ont été mis en oeuvre dans la décharge de Long Lake, à des fins variées. Ces programmes étaient les suivants: échantillonnage des résidus déversés et des eaux de décantation dans le cadre du monitorage de routine de Denison Mines; détermination des propriétés physiques in situ des résidus; échantillonnage de l'eau interstitielle dans le cadre d'un programme permanent ayant pour objectif la conception de méthodes appropriées de "fermeture" des décharges des résidus d'uranium; et échantillonnage de la poussière soufflée par le vent et du radon dans le cadre de l'évaluation environnementale de 1977-1978 des mines d'uranium à Elliot Lake.

8.3.2 Propriétés physiques des résidus

À la fin de l'automne 1978 et durant l'hiver 1979, on a creusé un total de 8 trous de sonde dans la décharge de Long Lake pour déterminer la masse volumique des résidus déposés dans la décharge. La masse volumique des résidus "tels que déposés" est un facteur important dans l'évaluation de la capacité résiduelle d'une décharge de résidus actuelle. Quatre trous de sonde ont été creusés dans les résidus silteux voisins du barrage nº 10 et quatre autres dans les résidus mixtes sablon-

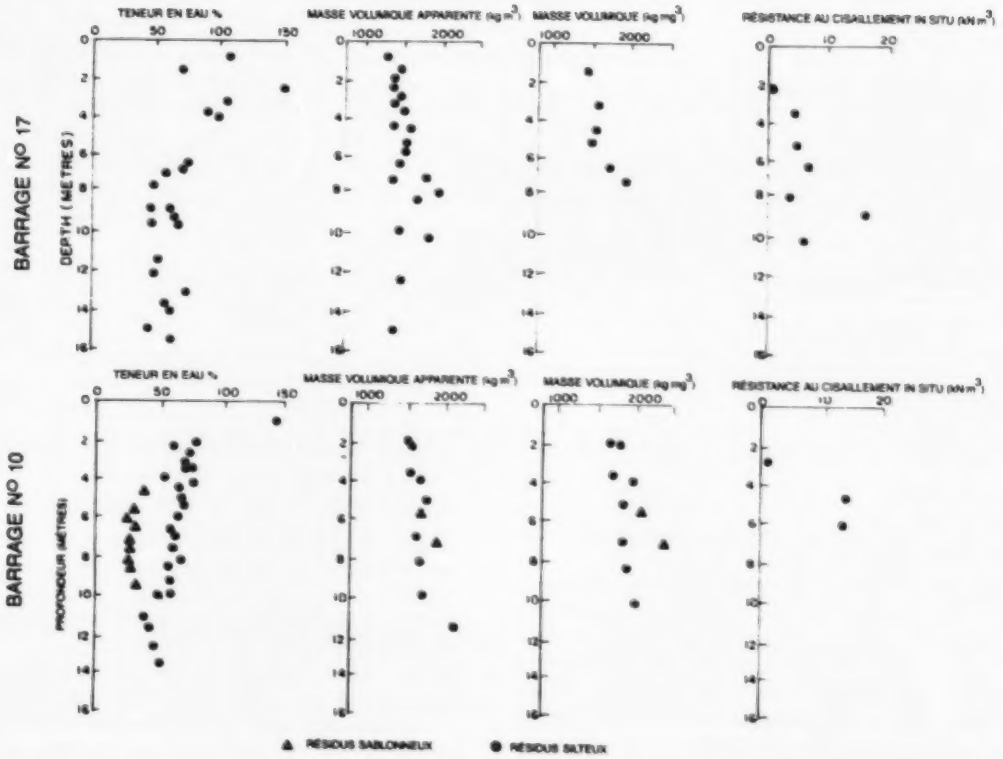


Fig. 8.8 — Profils de la teneur en eau, de la masse volumique et de la résistance au cisaillement in situ — Long Lake

neux-silteux près du barrage nº 17. On a recueilli des carottes de résidus à l'aide d'un échantillonneur à piston fixe à parois minces. Les carottes de résidus ont été pesées sur le terrain immédiatement après avoir été récupérées des trous de sonde, les longueurs des carottes recueillies ont été mesurées et les carottes ont été soigneusement scellées avec de la cire. La teneur en eau, la masse volumique apparente et la masse volumique sèche ont été déterminées au laboratoire. On a effectué des essais au scissomètre dans des trous de sonde aux barrages nº 10 et nº 17 pour déterminer la résistance au cisaillement des résidus non drainés.

Les résultats du programme d'échantillonnage sont donnés à la figure 8.8. Pour les résidus silteux aux barrages nº 10 et nº 17, on observe une diminution de la teneur en eau et une augmentation de la masse volumique des résidus avec la profondeur. Ces variations sont probablement dues au tassement des résidus profonds sous l'effet du poids des résidus plus récents. Parallèlement à l'augmentation de la masse volumique des résidus, la résistance au cisaillement in situ augmente aussi avec la profondeur.

8.3.3 Échantillonnage des résidus déversés, de l'eau de décantation et de l'eau de suintement

La quantité et la qualité des résidus déversés dans la décharge de Long Lake ainsi que de l'eau de décantation et de l'eau de suintement provenant de la décharge sont monitorées régulièrement. Les échantillons sont recueillis selon le calendrier suivant:

Résidus déversés (Effluents liquides)

Fréquence	Type d'échantillon	Paramètres
Tous les mois	Instantané	pH, SDT, ammoniac, nitrates, nitrites, magnesium, radium-226 dissous.
Tous les ans	Instantané	Sulfates, cuivre, plomb, zinc, nickel, cobalt, manganèse, calcium potassium, chlorures, fer, sodium.
Résidus déversés (Solides)		
Tous les mois	Instantané	Uranium, thorium, radium, soufre total.
Eaux de décantation		
Tous les jours		Débit
Tous les jours	Instantané	pH
Toutes les semaines	Instantané	SST
Tous les mois	Composé	Radium-226 total
Fossé de suintement au barrage nº 17		
Tous les mois	Débit	
Tous les mois	Instantané	pH, SDT, alcalinité, acidité, radium-226 dissous.

Les résultats de ce monitorage sont publiés tous les ans par Environment Ontario dans le cadre de la compilation des données de qualité de l'eau du bassin de la rivière Serpent et par Denison Mines dans leur rapport annuel sur la sécurité. Des exemples de résultats classiques sont donnés aux tableaux 8.8 et 8.9.

La qualité des résidus déversés (tableau 8.8) représente la qualité générale de l'eau interstitielle contenue dans les résidus. L'eau interstitielle est donc caractérisée par un pH élevé, une activité du radium élevée et des concentrations en solides dissous totaux modérément élevées. La qualité de l'eau de décantation (tableau 8.9) représente la qualité générale de l'eau de ruissellement superficiel à partir de la décharge. La qualité de l'eau de décantation est comparable à la qualité des résidus déversés, mais l'activité du radium-226 est notablement plus faible. On a attribué l'activité plus faible du radium-226 dans l'eau interstitielle dans les décharges inactives et dans l'eau de décantation à des réactions d'absorption et de coprécipitation dans les résidus (Feenstra et coll., 1981). L'eau de décantation est traitée avec du chlorure de baryum pour réduire encore plus l'activité du radium avant d'être éliminée.

La qualité de l'eau du fossé de suintement au barrage nº 17 (tableau 8.9) est très différente de celle de l'eau interstitielle. Le pH est généralement neutre et les concentrations en solides dissous totaux sont au moins 10 fois plus faibles que l'eau interstitielle. Par conséquent, il est apparu évident qu'il n'y avait pas de suintement important d'eau interstitielle à travers le barrage dans cette zone en 1981.

8.3.4 Échantillonnage de l'eau interstitielle

À la fin de l'automne 1981, on a recueilli des échantillons d'eau interstitielle en cinq endroits à l'extrémité est de la décharge de Long Lake. On a recueilli ces échantillons afin de déterminer les effets potentiels de l'oxydation de la pyrite dans la décharge de résidus active.

On a effectué l'échantillonnage lorsque la couche supérieure des résidus était gelée sur 10 à 15 cm afin de pouvoir accéder à la décharge à pied sans danger. Normalement, la surface des résidus est trop meuble pour permettre tout accès. On a recueilli les échantillons d'eau interstitielle à partir de la nappe phréatique par des puits peu profonds creusés à la main. On n'a pas installé de piézomètre ou d'autres appareils de monitorage permanents dans ce cas car ils seraient en général inaccessibles. On a mesuré le pH et la conductance électrique sur le terrain immédiatement après le prélèvement des échantillons.

En général, le pH et la conductance électrique de l'eau interstitielle sont très proches de ce qu'on a observé pour les résidus déversés. La seule exception était dans une zone de résidus sablonneux derrière l'emplacement actuel du tuyau de déversement par lequel on ne déverse plus de résidus neutralisés. Dans cette zone, le pH de l'eau interstitielle était de 3,9 et la conductance électrique était supérieure à celle des résidus déversés, ce qui indique un certain degré d'oxydation de la pyrite.

Les résultats montrent que, bien que l'oxydation de la pyrite ne soit pas un phénomène généralisé dans les décharges actives, elle peut se produire dans des zones localisées où il n'y a pas déversement continu de résidus neutralisés.

8.3.5 Poussière soufflée par le vent et radon

On a recueilli une quantité limitée de données sur la poussière soulevée par le vent et le radon dans la décharge de Long Lake au cours de l'évaluation environnementale des mines d'uranium à Elliot Lake pendant la période 1976-1978. Des mesures de concentration de particules en suspension, de chute de poussière, de concentration ambiante en radon et du taux d'émanation de radon ont été effectuées à la décharge de Long Lake. En raison du nombre limité de mesures, ces données sont présentées avec celles de la décharge active Quirke à des fins de comparaison.

Tableau 8.8 — Résidus déversés dans la décharge de Long Lake — exemples de résultats — 1982

Effluents liquides

Paramètre	Concentration moyenne
Débit (L/s)	260
pH	9,2
SDT	3 876
Radium dissous (Bq/L)	73,9
Fer	0,42
Sulfates	1 400
Ammoniac	83
Nitrates	139

Concentrations en mg/L
Ammoniac et nitrates exprimés en mg/L de N.

Solides

Paramètre	Concentration moyenne
Uranium (U_3O_8)	0,0093 %
Thorium (ThO_2)	0,046 %
Radium (Bq/g)	8,3
Soufre total	4,24 %

D'après le rapport annuel sur la sécurité de Denison Mines Limited — 1982.

Tableau 8.9 — Exemples de résultats d'échantillonnage de l'eau superficielle — Eau de décantation dans la décharge de résidus de Long Lake

STN D-1 1982

Paramètre	Concentration moyenne
Débit (L/s)	289
pH	8,9
SST	13,2
Radium total (Bq/L)	25,6

D'après le rapport annuel sur la sécurité de Denison Mines Limited — 1982

Fossé de suintement au barrage Nº 17
STN D-9 1981

Paramètre	Concentration moyenne
Débit (L/s)	2,3
pH	7,4
SDT	290
Alcalinité	120
Acidité	5
Radium total (Bq/L)	0,015

Toutes les concentrations en mg/L.
Alcalinité et acidité exprimées en mg/L de $CaCO_3$.

D'après Environment Ontario (1981a).

Les résultats des mesures de concentration de particules en suspension sont donnés au tableau 8.10. La moyenne géométrique des concentrations de particules en suspension dans les deux réserves sont inférieures aux critères fédéraux de qualité de l'air. Toutes les concentrations sur 24 heures des particules en suspension dans la décharge de Long Lake sont inférieures aux critères fédéraux. Les résultats des analyses de radionucléides dans les échantillons de particules en suspension sont donnés au tableau 8.11. Toutes les concentrations de particules de radionucléides en suspension sont inférieures aux CAD calculées.

On dispose de données sur les chutes de poussière totales pour trois emplacements dans la décharge de Long Lake. Les chutes de poussière ont été mesurées par Denison Mines Limited pendant la période 1979-1980. Les résultats sont donnés aux tableau 8.12. Tous les résultats sont bien inférieurs à la norme provinciale de 7 $g/m^2/30$ jours.

Les résultats des mesures de concentration ambiante en radon, de concentration ambiante en produits de filiation du radon et du taux d'émanation de radon dans les réserves actives sont donnés au tableau 8.13.

Tableau 8.10 — Résultats des mesures de concentration de particules en suspension dans les réserves actives de résidus

Décharge	Nombre d'échantillons	24-heures P S μg/m²	
		Moyenne géométrique	Gamme de valeurs
Long Lake[1]	28	16	1 — 262
Quirke[2]	74	33	1 — 441

D'après James F. MacLaren Ltd. (1978).

Stations d'échantillonnage:

1) Long Lake nº 2 et nº 3 — à respectivement 50 m et 1 000 m des résidus

2) Quirke nº 1, nº 2 et nº 3 — à respectivement 120 m, 20 m et 1 000 m des résidus

Pour les objectifs de qualité de l'air, voir le tableau 8.3.

Tableau 8.11 — Analyses des radionucléides dans les échantillons de particules en suspension recueillis près des décharges actives

Station d'échantillonnage et date		Décharges actives			
		Quirke Nº 1 – 17, 20, 23, 24, 27 juillet		Long Lake Nº 1 – 9 sept. Nº 2 – 16 sept. Nº 3 – 17 sept.	
Concentration moyenne en particules		87 (μg/m³)		206 (μg/m³)	
Radionucléide	CAD	Analyse des radionucléides			
	Bq/m²	mBq/g	μBq/m³	mBq/g	μBq/m³
Plomb-210	$1{,}23 \times 10^3$	210	18	270	56
Polonium-210	$2{,}12 \times 10^3$	120	11	270	44
Radium-226	$2{,}17 \times 10^3$	815	70	0	2,7
Thorium-230	$5{,}8 \times 10^1$	2,9	0,27	5,2	11
Thorium-232	$1{,}45 \times 10^1$	0,81	1,4	11	2,7

CAD — Concentration dans l'air dérivée calculée à partir des données de conversion de dose pour les types les plus restrictifs de particules de radionucléide de 1 μm de diamètre.

D'après James F. MacLaren Ltd. (1978).

Tableau 8.12 — Données sur les chutes de poussière totales recueillies dans la décharge de Long Lake par Denison Mines Limited

	Chute de poussière totale (g/m^2/30 jours)					
			1979		1980	
Site	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Mai
A	1,8	—	,07	,14	,17	—
B	0,2	0,2	,17	,13	,15	,32
C	0,3	0,1	,10	,12	,16	1,07

Nota
— Données manquantes
D'après Environment Ontario (1981b)

Tableau 8.13 — Mesures de la concentration ambiante en radon dans les décharges actives

			Radon (mBq/L)	
Décharge	Emplacement	Nbre d'échantillons	Gamme de valeurs	Moyenne
Long Lake	au-dessus des résidus	7	11 – 140	60
	près des résidus	4	3,7 – 26	15
Quirke	au-dessus des résidus	12	85 – 230	40
	près des résidus	4	N.D. – 19	7,5
			Produits de filiation du radon (niveau opérationnel)	
Long Lake	au-dessus des résidus	6	0,0003 — 0,0009	0,0006
	près des résidus	7	0,0002 — 0,0014	0,0007
Quirke	au-dessus des résidus	4	0,0003 — 0,0008	0,0005
	près des résidus	4	0,0002 — 0,0006	0,0004
			Taux d'émanation de radon (Bq/m^2/sec)	
Long Lake	décharge	6	0,33 — 15,9	4,7
Quirke	décharge	6	8,9 — 70,6	29,8

D'après James F. MacLaren Ltd. (1978)

8.4 SOMMAIRE

Les sections précédentes décrivent quelques-uns des divers programmes d'échantillonnage menés dans les décharges de résidus Denison. Ces programmes avaient divers objectifs: monitorage de routine pour vérifier que les normes sont respectées; évaluation des incidences environnementales; et conception de méthodes appropriées pour la mise hors service à long terme ou la fermeture des décharges de résidus d'uranium.

On monitore régulièrement la quantité et la qualité des eaux superficielles dans la décharge inactive de Williams Lake et dans la décharge active de Long Lake. On a procédé à un échantillonnage de la qualité de l'air dans les environs des décharges de résidus pendant la période 1976-1978 à des fins d'évaluation globale des incidences environnementales d'une future expansion des opérations minières dans la région d'Elliot Lake. Des études détaillées des résidus solides et de l'eau interstitielle dans la décharge de Williams Lake sont en cours dans le but de fournir des données pour la conception de méthodes de mise hors service à long terme des décharges inactives de résidus d'uranium.

8.5 RÉFÉRENCES

Bigu, J., Grenier, M., Dave, N.K. et Lim, T.P. (1982). "Study of radon gas emanation from uranium mine tailings areas — Rapport d'avancement des travaux". CANMET, Énergie, Mines et Ressources Canada — Laboratoire d'Elliot Lake, décembre 1982.

Cherry, J.A., Blackport, R.J., Dubrovsky, N., Gillham, R.W., Lim, T.P., Murray, D., Reardon, E.J. et Smyth, D.J.A. (1980). "Subsurface hydrology and geochemical evolution of inactive pyritic tailings in the Elliot Lake Uranium District, Canada". Symposium on Uranium Mill Tailings Management pp. 535-385, 1980.

Environment Ontario (1981a). "Serpent River Basin water quality data 1981: Compilation annuelle".

Environment Ontario (1981b). "Air quality assessment studies carried out in the Elliot Lake area, 1976-1980: Compilation de données, 1981".

Feenstra, S., Blair, R.D., Cherry, J.A., Chakravatti, J.L. et La Rocque, E. (1981). "Hydrogeochemical investigations of two inactive tailings areas in the Elliot Lake Uranium District, Ontario, Canada". Compte rendu du Fourth Symposium on Uranium Mill Tailings Management, pp. 367-389, 1981.

Johnson, J.R. Énergie atomique du Canada Ltée (1983). Dose conversion factors for 1 μm particles, communication personnelle, janvier 1983.

Kaiman, S. (1977). "Mineralogical examination of old tailings from the Nordic Lake Mine, Elliot Lake, Ontario". Rapport 77-190, CANMET, Énergie, Mines et Ressources Canada.

La Rocque, E. et Webber, R. (1978). "Waste management at Denison Mines". Compte rendu du NEA Seminar on Management, Stabilization and Environmental Impact of Uranium Mill Tailings, pp. 215-225, 1978.

James F. MacLaren Limited (1978). Environmental Assessment of the Proposed Elliot Lake Uranium Mines Expansion, vol. 4 — Environmental Assessment.

Moffett, D. et Tellier, M. (1978). "Radiological investigations of an abandoned uranium tailings area". Journal of Environmental Quality, vol. 7, nº 2, pp. 310-314.

Morin, K.A., Cherry, J.A., Lim, T.P. et Vivyurka, A.J. (1982). "Contaminant migration in a sand aquifer near an inactive uranium tailings impoundment, Elliot Lake, Ontario". Canadian Geotechnical Journal, vol. 19, nº 1, pp. 49-62.

Murray, D.R., Webber, R. et Larocque, E. (1979). "Reclamation of the lower Wiliams Lake tailings area of Denison Mines Limited". Can Min Metall Bull, mars 1979, pp. 135-137.

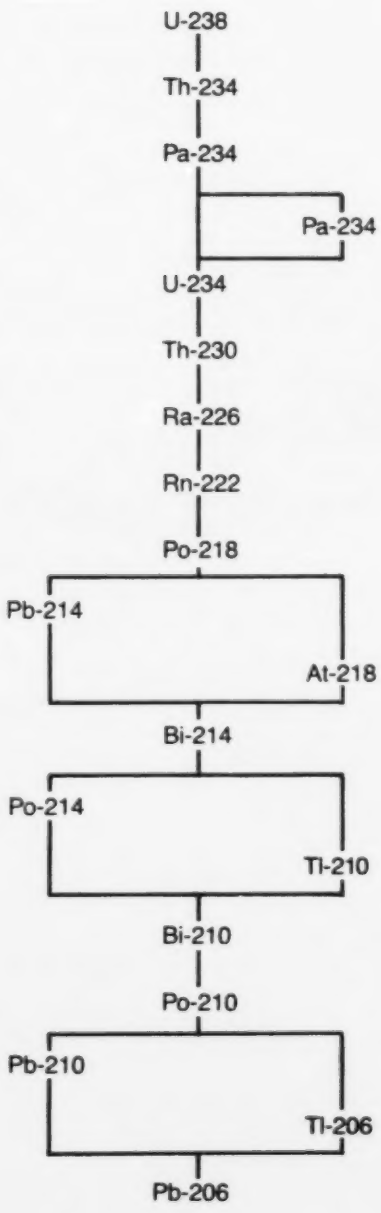
Reades, D.W., Davis, J.B., Goldby, H.M. et Stanlick, R.R. (1981). "Remedial works at Dam No. 1, Elliot Lake, Ontario". Compte rendu du Fourth Symposium on Uranium Tailings Management, pp. 507-518, 1981.

UNSCEAR (1977). Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants, Rapport présenté à l'Assemblée générale.

ANNEXE A

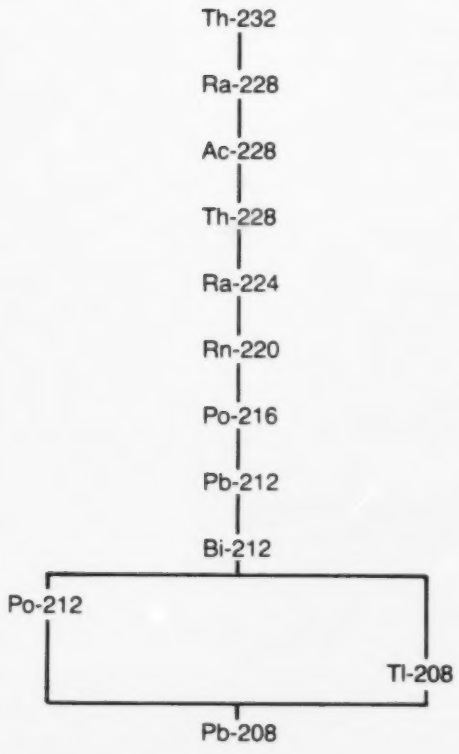
CHAÎNES DE DÉSINTÉGRATION DE L'URANIUM-238 ET DU THORIUM-232

A-1
DÉSINTÉGRATION RADIOACTIVE DE L'URANIUM



Chaîne de désintégration	Nucléide	Période de désintégration
U-238	Uranium-238	4,51 × 10^9 a
Th-234	Thorium-234	24,1 jours
Pa-234	Protactinium-234	1,17 jours
Pa-234	Protactinium-234	6,75 h
U-234	Uranium-234	2,47 × 10^5 a
Th-230	Thorium-230	8,0 × 10^4 a
Ra-226	Radium-226	1602 a
Rn-222	Radon-222	3,8 jours
Po-218	Polonium-218	3,05 min
Pb-214	Plomb-214	26,8 min
At-218	Astate-218	2 s
Bi-214	Bismuth-214	19,7 min
Po-214	Polonium-214	164 µs
Tl-210	Thallium-210	1,3 min
Bi-210	Plomb-210	21 années
Po-210	Bismuth-210	5,01 jours
Pb-210	Polonium-210	138,4 jours
Tl-206	Thallium-206	4,19 min
Pb-206	Plomb-206	Stable

A-2
DÉSINTÉGRATION RADIOACTIVE DU THORIUM



Chaîne de désintégration	Nucléide	Période de désintégration
Th-232	Thorium-232	$1{,}41 \times 10^{10}$ a
Ra-228	Radium-228	6,7 a
Ac-228	Actinium-228	6,13 h
Th-228	Thorium-228	1,910 a
Ra-224	Radium-224	3,64 jours
Rn-220	Radon-220	55 s
Po-216	Polonium-216	0,15 s
Pb-212	Plomb-212	10,64 h
Bi-212	Bismuth-212	60,6 min
Po-212	Polonium-212	304 ns
Tl-208	Thallium-208	3,1 min
Pb-208	Plomb-208	Stable